

**Treibhausgasemissionen unter Bewässerung und
unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität auf einem
Sandboden in Nord-Ost-Deutschland**

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum agriculturarum
(Dr. rer. agr.)

eingereicht an der Lebenswissenschaftlichen Fakultät
der Humboldt-Universität zu Berlin

von
M.Sc. Benjamin Trost

Präsident
der Humboldt-Universität zu Berlin
Prof. Dr. Jan-Hendrik Olbertz

Dekan der Lebenswissenschaftlichen Fakultät
Prof. Dr. Richard Lucius

Gutachter/ Gutachterinnen:

- I. Prof. Dr. Annette Prochnow
- II. Prof. Dr. Dr. h.c. Frank Ellmer
- III. Prof. Dr. Jürgen Augustin

Tag der mündlichen Prüfung: 16.07.2015

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	I
Tabellenverzeichnis	IV
Abkürzungsverzeichnis	VI
Formelverzeichnis	IX
1 Einleitung.....	1
2 Zielstellung	3
3 Entwicklung der organischen Bodenkohlenstoffgehalte	3
3.1 Stand des Wissens.....	3
3.1.1 Einfluss der Bewässerung auf den Gehalt an organischen Bodenkohlenstoff.....	3
3.1.2 Wechselwirkungen von Bewässerung und Stickstoff-Düngung.....	13
3.1.3 Wechselwirkungen von Bewässerung und Bodenbearbeitung.....	13
3.1.4 Wirkungen der Bewässerung auf die Stabilität der Bodenaggregate und auf das Bodenleben.....	14
3.2 Zielstellung.....	16
3.3 Material und Methoden	16
3.3.1 Versuchsstandort	16
3.3.2 Kohlenstoffeinträge in den Boden aus oberirdischen Ernteresten	21
3.3.3 Statistische Auswertung	22
3.4 Ergebnisse und Diskussion.....	22
3.4.1 Ernteerträge und Kohlenstoffeinträge in den Boden aus oberirdischen Ernterückständen	22
3.4.2 Entwicklung der C _{org} -Vorräte	29
3.5 Schlussfolgerungen.....	33
4 N ₂ O-Emissionen unter Bewässerung	34
4.1 Stand des Wissens.....	34
4.1.1 Einfluss von Bodenwassergehalt und Bodendurchlüftung auf die N ₂ O- Emissionen.....	38
4.1.2 N ₂ O unter Bewässerung in Verbindung mit Stickstoffdüngung.....	39
4.1.3 Einfluss des Bewässerungsverfahrens auf die Höhe von N ₂ O-Emissionen	41
4.2 Zielstellung.....	41
4.3 Material und Methoden	42
4.3.1 Versuchsstandort	42
4.3.2 Bodenfeuchte, Bodentemperatur und Bodenproben	49

4.3.3 Erträge und ertragsbezogene N ₂ O-Emissionen	50
4.3.4 Statistische Auswertung	51
4.4 Ergebnisse und Diskussion	51
4.4.1 Einfluss jahreszeitlicher Effekte auf die N ₂ O-Emissionen	51
4.4.2 Einfluss von Stickstoffdüngung und Bewässerung auf die N ₂ O-Emissionen	53
4.4.3 Kumulative N ₂ O-Emissionen und N ₂ O-Emissionsfaktoren	55
4.4.4 Erträge und ertragsbezogene N ₂ O-Emissionen	59
4.5 Schlussfolgerungen	63
5 Gesamttreibhausgasemissionen	64
5.1 Stand des Wissens	64
5.2 Zielstellung	65
5.3 Material und Methoden	65
5.3.1 Systemgrenzen, Datenbasis und funktionelle Einheit	65
5.3.2 Standort und Bewirtschaftungssystem	67
5.3.3 Ausgangsdaten und Kalkulationen	67
5.4 Ergebnisse und Diskussion	80
5.4.1 Treibhausgasemissionen aus den Änderungen der C _{org} -Vorräte des Bodens	80
5.4.2 N ₂ O-Emissionen	81
5.4.3 Treibhausgasemissionen der Herstellung und des Verbrauchs von Diesel	85
5.4.4 Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Pflanzenschutzmittel	87
5.4.5 Treibhausgasemissionen der Herstellung des eingesetzten Saat- und Pflanzguts	88
5.4.6 Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der eingesetzten Maschinen	89
5.4.7 Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Düngemittel	93
5.4.8 Treibhausgasemissionen der pflanzenbaulichen Produktion pro Flächeneinheit	94
5.4.9 Treibhausgasemissionen der pflanzenbaulichen Produktion pro Ertragseinheit	98
5.5 Schlussfolgerungen	102
6 Zusammenfassende Schlussbetrachtung	102
7 Zusammenfassung	103
8 Summary	104
9 Danksagung	105
10 Literaturverzeichnis	106

11 Anhang	121
12 Eidesstattliche Erklärung	132

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Grundlegende Effekte von Bewässerung auf die C _{org} -Vorräte und N ₂ O-Emissionen (↑ Erhöhung, ↓ Verminderung) (verändert nach Trost et al. (2013)).....	1
Abbildung 2: Änderungen (Mittelwert, Minimum, Maximum) im organischen Bodenkohlenstoffgehalt auf bewässerten Ackerböden im Vergleich zu unbewässerten Bedingungen und natürlicher Vegetation in unterschiedlichen Klimazonen basierend auf 14 Langzeituntersuchungen (verändert nach Trost et al. (2013)). 1=Denef et al. (2008), 2=Gillabel et al. (2007), 3=Entry et al.(2004), 4=Wu et al. (2008), 5=Li et al. (2006), 6=Li et al. (2009), 7=Su et al. (2010), 8=Fallahzade & Hajabbasi (2012), 9=Bordovsky et al. (1999), 10=Ellmer & Baumecker (2002), 11=Presley et al. (2004), 12=Dersch & Böhm (2001), 13=De Bona et al. (2008) 14=Getaneh et al. (2007)	12
Abbildung 3: Niederschlag, Mitteltemperatur und Beregnungshöhen im Zeitraum von März bis August von 1970 bis 2013 (verändert nach Trost et al. (2014a))	18
Abbildung 4: Anordnung der Versuchsparzellen (verändert nach Trost et al. (2014a))	19
Abbildung 5: Mittlere Erträge mit Standardabweichung unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (verändert nach Trost et al. (2014a))	25
Abbildung 6: Mittlere C-Einträge aus oberirdischen Ernteresten mit Standardabweichung unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (verändert nach Trost et al. (2014a))	28
Abbildung 7: Mittlere C _{org} -Vorräte mit Standardabweichung unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (verändert nach Trost et al. (2014a))	32
Abbildung 8: Änderungen (Mittelwert, Minimum, Maximum) in der Höhe der N ₂ O-Emissionen durch Bewässerung basierend auf 6 Untersuchungen (verändert nach Trost et al. (2013)). 1=Simojoki & Jaakkola (2000), 2=Livesley et al. (2010), 3=Horvath et al. (2010), 4=Rochette et al. (2010), 5=Liu et al. (2008), 6=Wulf et al. (1999).....	40
Abbildung 9: Monatsniederschläge und Monatsmitteltemperaturen in den Untersuchungsperioden 2011/2012 und 2012/2013 (verändert nach Trost et al. (2014c)).....	42
Abbildung 10: Installierter Bodenrahmen.....	43
Abbildung 11: Position der Gassammelhauben auf der Versuchsfläche.....	44
Abbildung 12: Gassammelhauben mit Gasprobenflaschen und Gassammelhaube mit Verlängerung.....	45

Abbildung 13: Erfassung der Bodentemperatur durch Einstichthermometer	50
Abbildung 14: Entwicklung der N ₂ O-Flüsse, Bodentemperatur, WFPS und N _{min} -Gehalte in den Anbauzeiträumen 2011/2012 und 2012/2013 (verändert nach Trost et al. (2014c)).....	52
Abbildung 15: Entwicklung der kumulativen N ₂ O-Emissionen unter unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität mit und ohne Bewässerung (rot umrahmte Werte im Anbauzeitraum 2011/2012 ermittelt über Regressionsfunktion) (verändert nach Trost et al. (2014c)).....	56
Abbildung 16: Unterschiede im Pflanzenwachstum zwischen der nicht mit Stickstoff gedüngten Variante (im Vordergrund) und der mit Stickstoff gedüngten Variante (im Hintergrund).....	58
Abbildung 17: Kornerträge bei unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität mit und ohne Bewässerung in den Anbauzeiträumen 2011/2012 und 2012/2013 (verändert nach Trost et al. (2014c)). Kleinbuchstaben: signifikanter Unterschied zwischen den Varianten	60
Abbildung 18: Stroherträge bei unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität mit und ohne Bewässerung in den Anbauzeiträumen 2011/2012 und 2012/2013	61
Abbildung 19: Starker Bewuchs der ungedüngten und bewässerten Versuchspartzen mit Ackerschachtelhalm (<i>Equisetum arvense</i> L.)	62
Abbildung 20: Schema der Systemgrenzen und der in die Treibhausgasbilanz eingehenden Prozesse.....	66
Abbildung 21: Treibhausgasemissionen aus der Änderung der C _{org} -Vorräte	81
Abbildung 22: N ₂ O-Emissionen pro Hektar	82
Abbildung 23: N ₂ O-Emissionen pro kg Ertrag	84
Abbildung 24: Treibhausgasemissionen der Herstellung und des Verbrauchs von Dieselkraftstoff	86
Abbildung 25: Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Pflanzenschutzmittel	88
Abbildung 26: Treibhausgasemissionen der Herstellung des eingesetzten Saat- beziehungsweise Pflanzguts	89
Abbildung 27: Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der eingesetzten Maschinen	91
Abbildung 28: Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Düngemittel	94
Abbildung 29: Mittlere Gesamttreibhausgasemissionen pro Hektar und deren Zusammensetzung.....	97

Abbildung 30: Mittelwert und Standardabweichung der Gesamtreibhausgasemissionen
 pro Ertragseinheit (kg) (Kartoffel (25 % TS), Knaulgras (100 % TS), Winterroggen
 (86 % TS) Winterraps (91 % TS) Winterweizen (86 % TS))..... 100

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ergebnisse aus weltweit durchgeführten Untersuchungen zum Effekt von Bewässerung auf die C_{org} -Gehalte (verändert nach Trost et al. (2013))	5
Tabelle 2: Bodenchemische und bodenphysikalische Eigenschaften des Bodens auf der Lehr- und Versuchsstation der Humboldt-Universität zu Berlin (verändert nach Trost et al. (2014a)).....	17
Tabelle 3: Fruchtfolge und Düngermengen (verändert nach Trost et al. (2014a)).....	20
Tabelle 4: Kohlenstoffgehalte der Erntereste (verändert nach Trost et al.(2014a)).....	21
Tabelle 5: Ergebnisse der Varianzanalyse für die Ernteerträge unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (F-Test und Tukey-Kramer Test ($\alpha=0,05$). Verschiedene Kleinbuchstaben in einer Zeile zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (verändert nach Trost et al. (2014a))	24
Tabelle 6: Ergebnisse der Varianzanalyse für die Kohlenstoffeinträge aus Ernterückständen unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (F-Test und Tukey-Kramer Test ($\alpha=0,05$). Verschiedene Kleinbuchstaben in einer Zeile zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (verändert nach Trost et al. (2014a))	27
Tabelle 7: Ergebnisse der Varianzanalyse für die Bodenkohlenstoffvorräte unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (F-Test und Tukey-Kramer Test ($\alpha=0,05$). Verschiedene Kleinbuchstaben in einer Zeile zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (verändert nach Trost et al. (2014a)).....	30
Tabelle 8: Überblick über weltweit durchgeführte Untersuchungen zum Einfluss von Bewässerung auf die Höhe von N_2O -Emissionen (verändert nach Trost et al.(2013)).....	35
Tabelle 9: Agrotechnische Maßnahmen in der Kultur Winterweizen in den Anbauzeiträumen 2011/2012 und 2012/2013 (verändert nach Trost et al. (2014c)).....	43
Tabelle 10: Stickstoffmengen und deren Quellen in den untersuchten Varianten in den Zeiträumen 2011/2012 und 2012/2013.....	48
Tabelle 11: Ergebnisse der ANOVA für die N_2O -Emissionen ($\alpha=0,05$) (verändert nach Trost et al. (2014c)).....	54
Tabelle 12: Kumulative N_2O -Emissionen und N_2O -Emissionsfaktoren in den Anbauzeiträumen 2011/2012 und 2012/2013 in Winterweizen	57
Tabelle 13: Ertragsbezogene N_2O -Emissionen bei unterschiedlicher Stickstoffdüngung mit und ohne Bewässerung	63

Tabelle 14: Mittlere Beregnungshöhen von 1990 bis 2013.....	67
Tabelle 15: Mittlere Erträge und Standardabweichungen (in Klammern) in t ha ⁻¹ für die Kulturen Kartoffel (25 % TS), Knaulgras (100 % TS), Winterroggen (86 % TS) (2000-2013), Winterraps (91 % TS) (2008-2013) und Winterweizen (86 % TS) (2010-2013) in den unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung	71
Tabelle 16: Art, Aufwandmenge und Treibhausgasemissionen der Herstellung der Pflanzenschutzmittel	74
Tabelle 17: Ausgebrachte Mengen an Dünger sowie Saat- und Pflanzgut.....	78
Tabelle 18: Anhang 1: Arbeitsschritte und zugehöriger Aufwand an Dieselkraftstoff und Arbeitszeit für den Anbau von Kartoffeln	121
Tabelle 19: Anhang 2: Arbeitsschritte und zugehöriger Aufwand an Dieselkraftstoff und Arbeitszeit für den Anbau von Winterweizen	122
Tabelle 20: Anhang 3: Arbeitsschritte und zugehöriger Aufwand an Dieselkraftstoff und Arbeitszeit für den Anbau von Winterraps.....	123
Tabelle 21: Anhang 4: Arbeitsschritte und zugehöriger Aufwand an Dieselkraftstoff und Arbeitszeit für den Anbau von Winterroggen	124
Tabelle 22: Anhang 5: Arbeitsschritte und zugehöriger Aufwand an Dieselkraftstoff und Arbeitszeit für den Anbau von Knaulgras	125
Tabelle 23: Anhang 6: Maschinen, deren Gewicht, Nutzungsdauer und Gesamtauslastung sowie die Treibhausgasemissionen der Herstellung	126
Tabelle 24: Anhang 7: jährlicher Auslastungsfaktor der eingesetzten Maschinen pro Hektar zum Anbau von Kartoffeln zur Berechnung der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung.....	127
Tabelle 25: Anhang 8: jährlicher Auslastungsfaktor der eingesetzten Maschinen pro Hektar zum Anbau von Winterweizen zur Berechnung der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung	128
Tabelle 26: Anhang 9: jährlicher Auslastungsfaktor der eingesetzten Maschinen pro Hektar zum Anbau von Winterraps zur Berechnung der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung.....	129
Tabelle 27: Anhang 10: jährliche Auslastungsfaktor der eingesetzten Maschinen pro Hektar zum Anbau von Winterroggen zur Berechnung der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung	130
Tabelle 28: Anhang 11: jährlicher Auslastungsfaktor der eingesetzten Maschinen pro Hektar zum Anbau von Knaulgras zur Berechnung des Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und –wartung.....	131

Abkürzungsverzeichnis

A	Grundfläche
a	Jahr (annus)
AAp	Anteil der Auslastung je Anbauperiode und Hektar
ANOVA	Varianzanalyse (Analysis of Variance)
C	Kohlenstoff
C/N	Kohlenstoff zu Stickstoff Verhältnis
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ -eq.	CO ₂ -Äquivalent
C _{org}	organischer Bodenkohlenstoff
ΔC_{Gas}	Konzentrationsänderung eines Gases
DS	Stickstoffdüngungsstufe
EF	Emissionsfaktor
EF _(ADT)	N ₂ O-Emissionsfaktor aus atmosphärischer Deposition
EF _(L)	N ₂ O-Emissionsfaktor für Stickstoff aus Auswaschung
f1	Umrechnungsfaktor von N ₂ O zu N
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
F _{CR}	Stickstoffeintrag aus ober- und unterirdischen Ernteresten
Frac _{GASF}	Verflüchtigungsanteil des mineralischen Stickstoffdüngers
Frac _(Leach)	Anteil an Stickstoff der durch Auswaschung verlagert wird
F _{SN}	Stickstoffeintrag aus synthetischem Stickstoffdünger
F _{SOM}	Stickstoff aus Mineralisierung von organischer Bodensubstanz
g	Gramm
°C	Grad Celsius
GE	Getreideeinheiten
GWP	globales Erwärmungspotenzial (global warming potential)
h	Stunde
ha	Hektar
K	Kalium
K ₂ O	Kaliumoxid

k.A.	keine Angabe
KAS	Kalkammonsalpeter
KBB	Konventionelle Bodenbearbeitung
kg	Kilogramm
kJ	Kilojoule
M	molare Masse
m	Meter
m ²	Quadratmeter
mm	Millimeter
N	Stickstoff
N _{min}	mineralisierter Stickstoff
NT	no tillage (keine Bodenbearbeitung)
N ₂ O	Distickstoffmonoxid (Lachgas)
N ₂ O _(ADT) -N	jährliche N ₂ O-Stickstoffmenge aus atmosphärischer Deposition
N ₂ O _(L)	N ₂ O-Emissionen aus ausgewaschenem Stickstoff
N ₂ O _N	Stickstoff der als N ₂ O emittiert wird
N ₂ O _N -Input	Gesamtstickstoffeintrag in den Boden
N ₂ O-N _{kum}	kumulative N ₂ O-Emissionen über den Anbauzeitraum
P	Phosphor
P _{Atm.}	Atmosphärischer Druck
P ₂ O ₅	Phosphorpentoxid
PVC	Polyvinylchlorid
R	Gaskonstante
pb	Trockenrohdichte des Bodens
pp	Reindichte des Bodens
SOM	organische Bodensubstanz (soil organic matter)
T	Lufttemperatur
t	Tonne (1000 kg)
T _{akk.}	Akkumulationszeit
TDR	Time Domain Reflectometry

$THG_{(\Delta C_{org})}$	Treibhausgasemissionen der Änderungen der C_{org} -Vorräte des Bodens
$THG_{(Diesel)}$	Treibhausgasemissionen der Herstellung und des Verbrauchs von Diesel
$THG_{(Dünger)}$	Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Düngemittel
$THG_{(Gesamt)}$	Gesamttreibhausgasemissionen
$THG_{(Maschine)}$	Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der eingesetzten Maschinen
$THG_{(N_2O)}$	Treibhausgasemissionen der bodenbürtigen N_2O -Emissionen
$THG_{(Pflanzenschutz)}$	Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Pflanzenschutzmittel
$THG_{(Saatgut)}$	Treibhausgasemissionen der Herstellung des eingesetzten Saat und Pflanzgutes
θ_V	Volumetrischer Bodenwassergehalt
TP	totale Porosität
TS	Trockensubstanz
TSP	Triple Superphosphat
V	Volumen
WFPS	wassergefüllter Porenraum (water filled pore space)

Formelverzeichnis

(1)	Berechnung des Gasflusses	45
(2)	Berechnung des N ₂ O-Emissionsfaktors	46
(3)	Berechnung des wassergefüllten Porenraumes (WFPS)	49
(4)	Berechnung der totalen Porosität	49
(5)	Berechnung der N ₂ O-Emissionen	68
(6)	Berechnung des Stickstoffeintrags	68
(7)	Berechnung der indirekten N ₂ O-Emissionen aus Deposition	69
(8)	Berechnung der indirekten N ₂ O-Emissionen aus Auswaschung/Verlagerung	70
(9)	Berechnung der Auslastung der Maschine	75
(10)	Ermittlung der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung	78
(11)	Ermittlung der Gesamtreibhausgasemissionen	78

1 Einleitung

Die Landwirtschaft steht in der heutigen Zeit vor großen Herausforderungen. Auf der einen Seite steht die Ernährung einer wachsenden Weltbevölkerung. Es wird erwartet, dass diese bis zum Jahr 2050 auf 9,15 Milliarden ansteigt (Alexandratos & Bruinsma, 2012). Zudem wird im gleichen Zeitraum mit einer Zunahme der individuellen Nahrungsenergieaufnahme pro Kopf und Tag von 11932 auf 13105 kJ gerechnet (Bruinsma, 2009). Dem gegenüber steht die begrenzte Verfügbarkeit essenzieller Ressourcen wie Land und Wasser. In Hinblick auf die Folgen des Klimawandels wird zudem ein stetiger Rückgang dieser Ressourcen erwartet (Alexandratos & Bruinsma, 2012). Schon jetzt ist Wassermangel in vielen Regionen der Welt einer der bedeutendsten ertragslimitierenden Faktoren. Im weltweiten Durchschnitt können etwa 30 % des Ertragspotenzials aufgrund von Trockenheit nicht ausgeschöpft werden (Deng *et al.*, 2005). In vielen Regionen der Welt ist Pflanzenproduktion nur durch den Einsatz von Bewässerung möglich. Weltweit werden mit 306.247.000 ha etwa 22,1 % der verfügbaren Ackerfläche bewässert (FAO, 2010). Die Tendenz ist steigend (Castanheira & Serralheiro, 2010). Neben dem essenziellen Beitrag zur Sicherung der Welternährung vor dem Hintergrund des fortschreitenden Klimawandels kann Bewässerung gleichzeitig auch starke Auswirkungen auf das globale Erwärmungspotenzial von pflanzenbaulich genutzten Flächen haben (Sainju *et al.*, 2012, Zou *et al.*, 2013). Bewässerung kann über verschiedene Prozesse die Klimawirkung von Ackerböden beeinflussen. Einige Prozesse führen dazu, dass der Boden eine CO₂-Senke darstellt, während andere die Freisetzung von Treibhausgasen fördern (Abbildung 1).

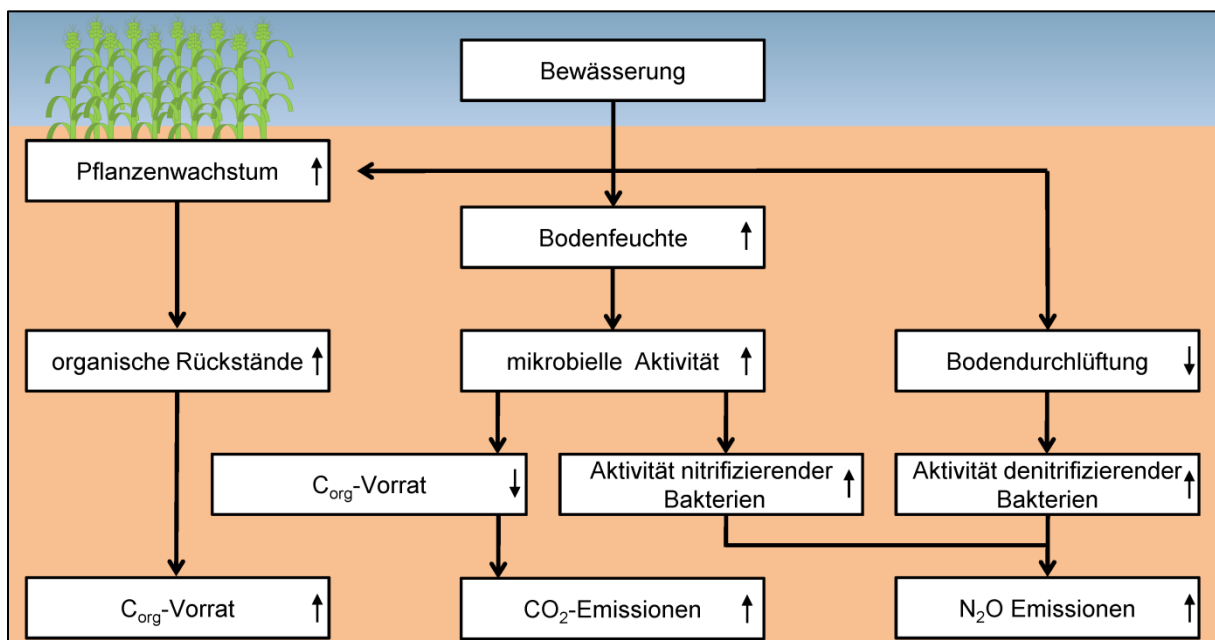


Abbildung 1: Grundlegende Effekte von Bewässerung auf die C_{org}-Vorräte und N₂O-Emissionen (↑ Erhöhung, ↓ Verminderung) (verändert nach Trost *et al.* (2013))

Eine verbesserte Wasserverfügbarkeit führt zu einer erhöhten Biomassebildung und damit über die steigende Menge an Wurzel- und Ernterückständen zu einem erhöhten Eintrag von Kohlenstoff in den Boden und zu steigenden Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff C_{org} (Entry *et al.*, 2008, Kochsiek *et al.*, 2009, Roldan *et al.*, 2005). Zum anderen bewirkt die Bewässerung auch einen Anstieg der Bodenfeuchte und kann damit zu einer Verbesserung der Umweltbedingungen der im Boden lebenden Mikroorganismen führen. Dies kann in einer Steigerung der mikrobiellen Aktivität und somit in einem verstärkten Abbau von C_{org} resultieren. Die Folge ist eine erhöhte Bodenatmung mit einer gesteigerten Freisetzung von CO_2 (Jabro *et al.*, 2008, Kochsiek *et al.*, 2009, Liu *et al.*, 2008). Neben CO_2 , das durch den Abbau von organischer Bodensubstanz freigesetzt werden kann, ist N_2O ein weiteres bekanntes Treibhausgas, welches im bedeutenden Umfang von Ackerflächen emittiert wird (Reay *et al.*, 2012). Etwa 58 % der weltweiten anthropogen verursachten N_2O -Emissionen gehen auf agronomische Aktivitäten zurück (IPCC, 2007b). N_2O entsteht primär durch Nitrifikation und Denitrifikation (Bremner, 1997, Phillips, 2008). Beides sind mikrobielle Prozesse, die über Veränderungen in der Bodenfeuchte und der Bodendurchlüftung direkt durch Bewässerung beeinflusst werden können. Eine Erhöhung der Bodenfeuchte führt in vielen Fällen zu verbesserten Lebensbedingungen für eine Vielzahl von Bodenorganismen, so auch für nitrifizierende und denitrifizierende Bakterien. Dies resultiert in einer erhöhten Aktivität und damit auch in einer erhöhten Produktion von N_2O (Jha *et al.*, 1996). Bei intensiver Durchfeuchtung kann es auch zu einer deutlichen Verminderung der Bodendurchlüftung und somit zu anaeroben Bedingungen im Boden kommen, welche speziell die N_2O -Bildung über Denitrifikation unterstützen (Amha & Bohne, 2011, Ruser *et al.*, 2006, Scheer *et al.*, 2008). Anaerobe Bedingungen im Boden können jedoch auch bei einem geringen Porenvolumen allein durch hohe mikrobielle Aktivität und dem daraus resultierenden gesteigerten Verbrauch von Sauerstoff entstehen (Loecke & Robertson, 2009, Potthoff *et al.*, 2005). Bewässerung kann die Bildung von N_2O somit direkt über die Optimierung des Lebensumfelds für N_2O -bildende Bakterien als auch indirekt über die Förderung anderer Mikroorganismen erhöhen. Zur Abschätzung der durch Bewässerung verursachten Treibhausgase ist es notwendig, neben dem CO_2 auch das N_2O zu betrachten und zu ermitteln, wie und in welcher Größenordnung beide Treibhausgase beeinflusst werden. So ist es möglich, dass die Bindung von CO_2 in der organischen Bodensubstanz durch gesteigerte N_2O Emissionen aufgehoben wird (Ball *et al.*, 2008, Chatskikh & Olesen, 2007, Li *et al.*, 2005, Smith *et al.*, 2000). Trotz der zunehmenden Bedeutung der Bewässerung existieren bezüglich der Effekte auf die Freisetzung von CO_2 und N_2O bisher nur wenige Untersuchungen (Trost *et al.*, 2013). Untersuchungen über eine Gesamtbetrachtung bewässerter Anbausysteme, die neben den direkten Emissionen von der Fläche auch die Emissionen einschließt, die aus der Verbrennung von Treibstoff bei der

Durchführung von agrotechnischen Maßnahmen resultieren und die bei der Produktion der eingesetzten Maschinen und Betriebsmittel entstehen, sind bisher nicht bekannt.

2 Zielstellung

Ziel der Arbeit ist die Gesamtbilanzierung der Treibhausgasemissionen eines Anbausystems unter Bewässerung auf einem leichten Ackerstandort unter den klimatischen Gegebenheiten Nord-Ost-Deutschlands. Dazu soll für ein langjährig bewässertes Produktionssystem eine Treibhausgasbilanz aufgestellt werden, die auf Grundlage langjähriger Datenreihen zu Erträgen und Bodenkohlenstoffgehalten sowie auf zweijährigen standortspezifischen N₂O-Messungen beruht. Zudem soll über die Auswertung der Langzeitdaten und der Ergebnisse aus zweijährigen N₂O-Messungen das Wissen über den Einfluss von Bewässerung auf die Bodenkohlenstoffgehalte und auf die N₂O-Emissionen auf Sandstandorten erweitert werden.

3 Entwicklung der organischen Bodenkohlenstoffgehalte

3.1 Stand des Wissens

3.1.1 Einfluss der Bewässerung auf den Gehalt an organischen Bodenkohlenstoff

Der folgende Abschnitt gibt einen Überblick über den momentanen Stand der Forschung zum Einfluss der Bewässerung auf die C_{org}-Gehalte und über die zu dieser Thematik weltweit durchgeführten Langzeitfeldversuche (Tabelle 1). In einigen Versuchen führte Bewässerung zu einem signifikanten Anstieg der C_{org}-Gehalte, während in anderen Untersuchungen keine Veränderungen bis hin zu leichten Minderungen festgestellt wurden (Trost *et al.*, 2013). Ein Großteil der Versuche zur Entwicklung der C_{org}-Gehalte wurde in ariden und semi-ariden Regionen durchgeführt, wo Bewässerung einen essenziellen Bestandteil der pflanzenbaulichen Produktionssysteme darstellt. Denef *et al.* (2008) führten Untersuchungen in zwei ariden Regionen der USA durch. Hier führte die durch Bewässerung gesteigerte Wasserverfügbarkeit zu einer deutlich erhöhten Biomasseproduktion. Dadurch kam es auf den bewässerten Parzellen zur Anreicherung von organischen Material im Boden und somit zu einer signifikanten Steigerung der C_{org}-Gehalte im Vergleich zu den unbewässerten Parzellen. In einer Region mit den höheren Niederschlägen wurden die höchsten C_{org}-Gehalte jedoch in den unbewässerten Kontrollparzellen unter natürlicher Vegetation festgestellt. Auch Gillabel *et al.* (2007) stellten bei ihren ebenfalls in den USA durchgeführten Untersuchungen auf seit 30 Jahren bewässerten Flächen höhere C_{org}-Gehalte fest als auf unbewässerten. Auch hier führte die Bewässerung zu deutlich erhöhten Mengen an Ernterückständen. Jedoch zeigte auch bei dieser Untersuchung die unkultivierte Variante unter natürlicher Vegetation die höchsten C_{org}-Gehalte. Untersuchungen von Entry *et al.* (2004), die auf ebenfalls seit 30 Jahren bewässerten Flächen in den USA durchgeführt

wurden, zeigten höhere C_{org} -Gehalte in den kultivierten Varianten und hierbei besonders unter Bewässerung. Ein ähnlicher Effekt wurde von Wu et al. (2008) festgestellt. Diese werteten Daten von seit 50 bis 90 Jahren bewässerten Flächen im Vergleich zu entsprechenden unbewässerten naturnahen Flächen in den USA aus. Hierbei zeigte sich, dass die C_{org} -Gehalte unter Bewässerung nach 30 Jahren signifikant höher waren als auf den naturbelassenen Flächen. Li et al. (2006) untersuchten die Entwicklung der C_{org} -Gehalte nach einer Umwandlung von Wüste in kultiviertes bewässertes Ackerland in einer ariden Region in China. Hier wurden schon nach wenigen Jahren deutliche Anstiege im C_{org} -Gehalt nachgewiesen. Dieser schnelle Anstieg resultierte aus dem großen Unterschied in der Biomasseproduktion der Kulturpflanzen, verglichen mit der auf dem Standort vorkommenden natürlichen Wüstenvegetation. Ähnliche Ergebnisse fanden auch Li et al. (2009) und Su et al. (2010). Bei diesen Untersuchungen, die ebenfalls in China durchgeführt wurden, zeigten sich bereits 10 Jahre nach der Umwandlung von trockenem Naturraum in gedüngtes und bewässertes Kulturland signifikant höhere C_{org} -Gehalte im Vergleich zum Ausgangsjahr. Auch hier führten Bewässerung und Düngung zu einer erhöhten Biomassebildung und somit zu einem wesentlich erhöhten Eintrag von Kohlenstoff aus Ernte- und Wurzelrückständen in den Boden. Auch Fallahzade & Hajabbasi (2012), die ebenfalls die Effekte einer Umwandlung von Wüstenboden in bewässertes Ackerland untersuchten, wiesen diesen Sachverhalt bei Untersuchungen im Iran nach. Es gibt jedoch auch Untersuchungen, bei denen die Bewässerung keine signifikanten Effekte auf die C_{org} -Gehalte hatte. So zeigten Ergebnisse von Bordovsky et al. (1999) aus Untersuchungen in einer semi-ariden Region in den USA, dass 10 Jahre nach Einführung der Bewässerung nur geringfügige Unterschiede zu den unbewässerten Varianten existierten. Presley et al. (2004) fanden bei ihren Untersuchungen, die auch in einer semi-ariden Region, jedoch auf Böden mit höheren C_{org} -Ausgangsgehalten durchgeführt wurden, nach 28- bis 30-jähriger Bewässerung ebenfalls keine Unterschiede. Neben den C_{org} -Ausgangsgehalten kann die Wirkung der Bewässerung auch von der Klimazone abhängig sein. Die Auswertung von Daten eines seit 32 Jahren bewässerten Dauerfeldversuchs auf einem Marginalstandort unter humiden Klimabedingungen (Deutschland) durch Ellmer & Baumecker (2002) zeigte keine signifikanten Unterschiede im Gehalt an organischen Bodenkohlenstoff zwischen den bewässerten und unbewässerten Parzellen obwohl deutlich positive Effekte auf die Erträge nachweisbar waren.

Tabelle 1: Ergebnisse aus weltweit durchgeführten Untersuchungen zum Effekt von Bewässerung auf die C_{org}-Gehalte (verändert nach Trost et al. (2013))

Quelle	Standort	Klima / jährlicher Niederschlag / Jahresmitteltemperatur	Boden	Kulturen / Bodenbearbeitung	Düngung	bewässert (Jahre)	Variante	Kohlenstoffgehalt
Denef et al. (2008)	USA, Nebraska, Central Great Plains	arid / 570 mm / 9,7 °C	Sand lehmiger Sand	Mais, Weizen, Sojabohne / NT	k.A.	30 - 40	natürliche Vegetation	3809 g C m ⁻²
							bewässert	3180 g C m ⁻² *
	USA, Colorado Central Great Plains	arid / 375 mm / 10,0 °C		Mais, Weizen, Sojabohne, Hirse / NT	k.A.	30 - 40	unbewässert	2544 g C m ⁻²
							(0 - 20 cm Bodentiefe)	
Gillabel et al. (2007)	USA, Nebraska	arid / 570 mm / 11,0 °C	lehmiger Sand	Weizen, Sojabohne, Mais / k.A.	k.A.	35	natürliche Vegetation	3974 g C m ⁻²
							bewässert	3301 g C m ⁻² *
							unbewässert	2664 g C m ⁻²
							(0 – 20 cm Bodentiefe)	
Entry et al. (2004)	USA Idaho Snake River Plain	semiarid – arid / 175 - 305 mm / k.A.	schluffiger Lehm	Grünland, Luzerne, Weizen, Kartoffel, Ackerbohnen / k.A.	k.A.	Grünland: 30 Ackerland: 8	natürliche Vegetation	5910 g C m ⁻²
							bewässertes Ackerland KBB	7290 g C m ⁻² *
							bewässertes Ackerland NT	8010 g C m ⁻² *
							bewässertes Grünland	10140 g C m ⁻² *
Wu et al. (2007)	USA California Wasco	semiarid / k.A. / k.A.	Lehm	Mais / k.A.	k.A.	25 30 45 55	(0 - 100 cm Bodentiefe)	
							natürliche Vegetation	3380 g C m ⁻²
							seit 25 Jahren bewässert	3330 g C m ⁻²
							seit 30 Jahren bewässert	3370 g C m ⁻²
							seit 45 Jahren bewässert	4330 g C m ⁻² *
							seit 55 Jahren bewässert	4910 g C m ⁻² *

Fortsetzung Tabelle 1

Quelle	Standort	Klima / jährlicher Niederschlag / Jahresmitteltemperatur	Boden	Kulturen / Bodenbearbeitung	Düngung	bewässert (Jahre)	Variante	Kohlenstoffgehalt
	USA California Holtville	arid / k.A. / k.A.	schluffiger Ton	Luzerne, Weizen, Mais, Zuckerrübe / k.A.	k.A.	90	natürliche Vegetation seit 85 Jahren bewässert seit 90 Jahren bewässert (0 - 100 cm Bodentiefe)	2980 g C m ⁻² 6020 g C m ⁻² * 5090 g C m ⁻² *
Li et al. (2006)	China Gansu Provinz	Yongchang arid / 0 mm / 7,3 °C Jiuquan arid / 61 mm / 8,1 °C Wuwei arid / 158 mm / 7,6 °C Gulang arid / 150 mm / 6,8 °C	Aridisol	Mais, Gerste, Sonnenblume, Zuckerrübe, Weizen / k.A.	k.A.	Yongchang: 23 Jiuquan: 30 Wuwei: 50 Gulang: 113	Yongchang: seit 0 Jahren bewässert seit 5 Jahren bewässert seit 9 Jahren bewässert seit 23 Jahren bewässert Jiuquan: seit 0 Jahren bewässert seit 6 Jahren bewässert seit 8 Jahren bewässert seit 12 Jahren bewässert seit 23 Jahren bewässert seit 30 Jahren bewässert Wuwei: seit 0 Jahren bewässert seit 3 Jahren bewässert seit 7 Jahren bewässert seit 11 Jahren bewässert seit 50 Jahren bewässert Gulang: seit 0 Jahren bewässert seit 7 Jahren bewässert seit 112 Jahren bewässert seit 113 Jahren bewässert	3,5 g C kg ⁻¹ Boden 4,5 g C kg ⁻¹ Boden 4,0 g C kg ⁻¹ Boden 7,1 g C kg ⁻¹ Boden 2,3 g C kg ⁻¹ Boden 4,6 g C kg ⁻¹ Boden 3,6 g C kg ⁻¹ Boden 3,6 g C kg ⁻¹ Boden 6,1 g C kg ⁻¹ Boden 6,9 g C kg ⁻¹ Boden 2,6 g C kg ⁻¹ Boden 4,0 g C kg ⁻¹ Boden 6,9 g C kg ⁻¹ Boden 4,8 g C kg ⁻¹ Boden 5,1 g C kg ⁻¹ Boden 3,3g C kg ⁻¹ Boden 3,5g C kg ⁻¹ Boden 8,6 g C kg ⁻¹ Boden 7,9 g C kg ⁻¹ Boden

Fortsetzung Tabelle 1

Quelle	Standort	Klima / jährlicher Niederschlag / Jahresmitteltemperatur	Boden	Kulturen / Bodenbearbeitung	Düngung	bewässert (Jahre)	Variante	Kohlenstoffgehalt
Li et al. (2009)	China Gaotai Region	arid / 79 mm / 7,6 °C	lehmiger Sand	Weizen, Gerste, Mais, Luzerne, Robinie / k.A.	Mais 515 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ 86 kg P ha ⁻¹ a ⁻¹ Luzerne 69 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	10	unkultiviert	6,7 g C kg ⁻¹ Boden
							seit 5 Jahren bewässert Weizen/Gerste + 5 Jahre Mais	10,1 g C kg ⁻¹ Boden*
							seit 5 Jahren bewässert Weizen/Gerste + 5 Jahre Luzerne	7,8 g C kg ⁻¹ Boden*
							seit 6 Jahren bewässert Weizen/Gerste + 4 Jahre Robinie	12,0 g C kg ⁻¹ Boden *
Su et al. (2010)	China Gansu Provinz	arid / 117 mm / 7,6 °C	sandiger Lehm	Baumwolle, Weizen, Mais / k.A.	300 - 400 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ 90 - 150 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ a ⁻¹ 60 - 90 kg K ₂ O ha ⁻¹ a ⁻¹ 3000 - 6000 kg Stallmist ha ⁻¹ a ⁻¹	40	seit 0 Jahren bewässert	0,90 g C kg ⁻¹ Boden
							seit 3 Jahren bewässert	1,34 g C kg ⁻¹ Boden
							seit 5 Jahren bewässert	2,36 g C kg ⁻¹ Boden
							seit 10 Jahren bewässert	2,18 g C kg ⁻¹ Boden *
							seit 14 Jahren bewässert	3,74 g C kg ⁻¹ Boden *
							seit 23 Jahren bewässert	4,47 g C kg ⁻¹ Boden *
							seit 30 Jahren bewässert	4,29 g C kg ⁻¹ Boden *
Fallahzade and Hajabbasi (2012)	Iran Abarkooh Ebene	arid / 60 mm / k.A.	lehmiger Ton	Weizen, Luzerne	k.A.	30	Wüstenvegetation	1,28 g C kg ⁻¹ Boden
							Weizen bewässert	5,06 g C kg ⁻¹ Boden *
							Luzerne bewässert	7,10 g C kg ⁻¹ Boden*

Fortsetzung Tabelle 1

Quelle	Standort	Klima / jährlicher Niederschlag / Jahresmitteltemperatur	Boden	Kulturen / Bodenbearbeitung	Düngung	bewässert (Jahre)	Variante	Kohlenstoffgehalt
Bordovsky et al. (1999)	USA Texas	Semiarid / k.A. / k.A.	lehmiger Sand	Getreide, Sorghum, Weizen / NT,KBB	k.A.	10	Getreide-Sorghum Fruchtwechsel	
							KBB unbewässert	5,5 g SOM kg ⁻¹ Boden
							NT unbewässert	6,4 g SOM kg ⁻¹ Boden
							KBB bewässert	6,1 g SOM kg ⁻¹ Boden
							NT bewässert	7,2 g SOM kg ⁻¹ Boden
							Weizen Monokultur	
							KBB unbewässert	7,6 g SOM kg ⁻¹ Boden
							NT unbewässert	6,7 g SOM kg ⁻¹ Boden
							KBB bewässert	7,6 g SOM kg ⁻¹ Boden
							NT bewässert	8,2 g SOM kg ⁻¹ Boden
Ellmer and Baumecker (2002)	Deutschland Brandenburg Thyrow	humid / 495 mm / 8,9 °C	schwach schluffiger Sand	Knautgras, Kartoffel, Wintergerste Lein, Winterroggen / k.A.	0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	32	0 kg N ha ⁻¹ bewässert	5,78 g C kg ⁻¹ Boden
							72 kg N ha ⁻¹ bewässert	6,31 g C kg ⁻¹ Boden
					72 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹		144 kg N ha ⁻¹ bewässert	6,28 g C kg ⁻¹ Boden
							144 kg N ha ⁻¹	4,96 g C kg ⁻¹ Boden
					144 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹		Strohabfuhr bewässert	
							0 kg N ha ⁻¹ unbewässert	5,63 g C kg ⁻¹ Boden
					144 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹		72 kg N ha ⁻¹ unbewässert	6,13 g C kg ⁻¹ Boden
					+ Abfuhr der Erntereste		144 kg N ha ⁻¹ unbewässert	6,19 g C kg ⁻¹ Boden
							144 kg N ha ⁻¹ Strohabfuhr unbewässert	4,84 g C kg ⁻¹ Boden

Fortsetzung Tabelle 1

Quelle	Standort	Klima / jährlicher Niederschlag / Jahresmitteltemperatur	Boden	Kulturen / Bodenbearbeitung	Düngung	bewässert seit: (Jahre)	Variante	Kohlenstoffgehalt
Presley et al. (2004)	USA Kansas Richfield	semiarid / 375 - 500 mm / k.A.	schluffiger Lehm	Mais, Sojabohne / k.A..	k.A..	28 - 30	bewässert	23,8 g C kg ⁻¹ Boden
							unbewässert (0 - 21 cm Bodentiefe)	25,1 g C kg ⁻¹ Boden
	USA Kansas Keith						bewässert	19,8 g C kg ⁻¹ Boden
							unbewässert (0 - 21 cm Bodentiefe)	22,1 g C kg ⁻¹ Boden
Dersch and Böhm (2001)	Österreich Marchfeld	humid / 540 mm / 9,1 °C	lehmgiger Sand	Getreide, Zuckerrübe, Ölsaaten / k.A.	N,P,K in vier Stufen null mittel optimal exzessiv	27	unbewässert, keine N-Düngung	4930 g C m ⁻²
							unbewässert, mittlere N-Düngung	5030 g C m ⁻²
							unbewässert, optimale N-Düngung	5310 g C m ⁻²
							unbewässert, excessive N-Düngung	5040 g C m ⁻²
							bewässert	4640 g C m ⁻²
							keine N-Düngung	
							bewässert, mittlere N-Düngung	4800 g C m ⁻²
							bewässert, optimale N-Düngung	4970 g C m ⁻²
De Bona et al. (2008)	Brasilien Rio Grande do Sul	humid / 1446 mm Sommertrockenheiten möglich / k.A.	sandiger Lehm	Hafer, Erbse / k.A.	k.A.	8	bewässert, excessive N-Düngung	4940 g C m ⁻²
							natürliche Vegetation	3224 g C m ⁻²
							KBB bewässert	3106 g C m ⁻²
							KBB unbewässert	3114 g C m ⁻²
							NT bewässert	3281 g C m ⁻²
							NT unbewässert (0 – 25 cm Boden Tiefe)	3177 g C m ⁻²

Fortsetzung Tabelle 1

Quelle	Standort	Klima / jährlicher Niederschlag / Jahresmitteltemperatur	Boden	Kulturen / Bodenbearbeitung	Düngung	bewässert seit: (Jahre)	Variante	Kohlenstoffgehalt
Getaneh et al. (2007)	Äthiopien Oromia Wollega-Distrikt	subhumid - humid, k.A. / k.A.	sandig toniger Lehm toniger Lehm Ton	k.A. / k.A.	k.A.	11 - 60	0,8 % geringere Bodenkohlenstoffgehalte in den bewässerten Varianten	

KBB: Konventionelle Bodenbearbeitung, NT: no tillage oder reduzierte Bearbeitung, k.A.: keine Angabe, SOM: organische Bodensubstanz,

*: signifikanter Unterschied zwischen den bewässerten und unbewässerten Varianten, a: Jahr

Auch Ergebnisse von Untersuchungen in Österreich, wo Bewässerung ebenfalls zu einer gesteigerten Bildung von pflanzlicher Biomasse führte, zeigten keine signifikant höheren Bodenkohlenstoffgehalte nach 27-jährigem Bewässerungseinsatz (Dersch & Böhm, 2001). Die Autoren begründeten dies mit einer gesteigerten Mineralisation unter Bewässerung, speziell in den Sommermonaten. In unbewässerten Varianten war die mikrobielle Aktivität durch die Trockenperioden reduziert, nicht aber in den bewässerten Varianten, wo es zu einer regelmäßigen Zufuhr von Wasser kam. Ein ähnlicher Zusammenhang zeigte sich auch bei Untersuchungen von De Bona et al. (2008), die in Brasilien durchgeführt wurden. Auch hier führte Bewässerung im Vergleich zur unbewässerten Variante zu positiven Effekten auf die Erträge, jedoch nicht auf die C_{org} -Gehalte.

Neben den Ausgangs- C_{org} -Gehalten und der Klimazone ist auch die Rückführung der Ernterückstände entscheidend. Ergebnisse einer Untersuchung aus Äthiopien von Getaneh et al. (2007), in der verschiedene Versuche hinsichtlich der Effekte von Bewässerung ausgewertet wurden, zeigten in allen Fällen leicht niedrigere C_{org} -Gehalte unter Bewässerung. Dies wurde mit der Abfuhr der Ernterückstände von der Fläche begründet. Somit überwog hier der Effekt eines gesteigerten Abbaus der organischen Bodensubstanz durch die erhöhte mikrobielle Aktivität, der nicht durch die Rückführung von organischem Material aus den Ernterückständen kompensiert wurde. Zusammengefasst kann festgestellt werden, dass in 8 von 14 Untersuchungen ein deutlich positiver Effekt der Bewässerung auf die C_{org} -Gehalte nachweisbar war. Alle 8 Untersuchungen wurden auf ariden beziehungsweise sehr trockenen Standorten durchgeführt. Besonders in Wüsten mit minimalen Niederschlägen und marginaler natürlicher Vegetation führte die Bewässerung in kurzer Zeit zu starken Zunahmen im C_{org} -Gehalt. Auch auf ariden Standorten mit vergleichsweise höheren Niederschlägen und in semi-ariden Gebieten konnte eine signifikant positive Wirkung der Bewässerung auf die C_{org} -Gehalte nachgewiesen werden. Jedoch war hier die Differenz zur unbewässerten Variante nicht so stark ausgeprägt wie auf den Wüstenstandorten. Zudem waren auf einigen Flächen unter unbewässerter natürlicher Vegetation höhere Kohlenstoffgehalte nachweisbar als auf vergleichbaren bewässerten Ackerland. In 6 der 14 Untersuchungen war keine signifikante Wirkung der Bewässerung auf die Bodenkohlenstoffgehalte feststellbar. Dabei handelte es sich um Standorte in humiden Regionen wie Deutschland, Österreich und Brasilien sowie um Standorte, die durch eine bessere Bodenqualität beziehungsweise durch einen höheren Ausgangs- C_{org} -Gehalt gekennzeichnet waren. Nach Ogle et al. (2005) liegt in humiden Gebieten und auf Standorten mit höheren Ausgangs- C_{org} -Gehalten ein höheres Potenzial für den Abbau organischer Bodensubstanz vor. Untersuchungen, in denen der Verlust von organischer Bodensubstanz in verschiedenen Klimazonen nach einer Wandlung von natürlicher Vegetation zu Ackerland untersucht wurde, zeigten auf, dass die größten Verluste in den

Tropen auftraten. Die Unterschiede im C_{org} -Gehalt zwischen dem naturnahen Standorten und dem Ackerland nahmen mit zunehmender Aridität und sinkender Jahresmitteltemperatur ab (Ogle *et al.*, 2005). Die Ergebnisse der Analyse der 14 Langzeitversuche bestätigten diesen Sachverhalt. Abbildung 2 zeigt die Zusammenfassung aus allen 14 Untersuchungen geordnet nach Klimazone und Landnutzung.

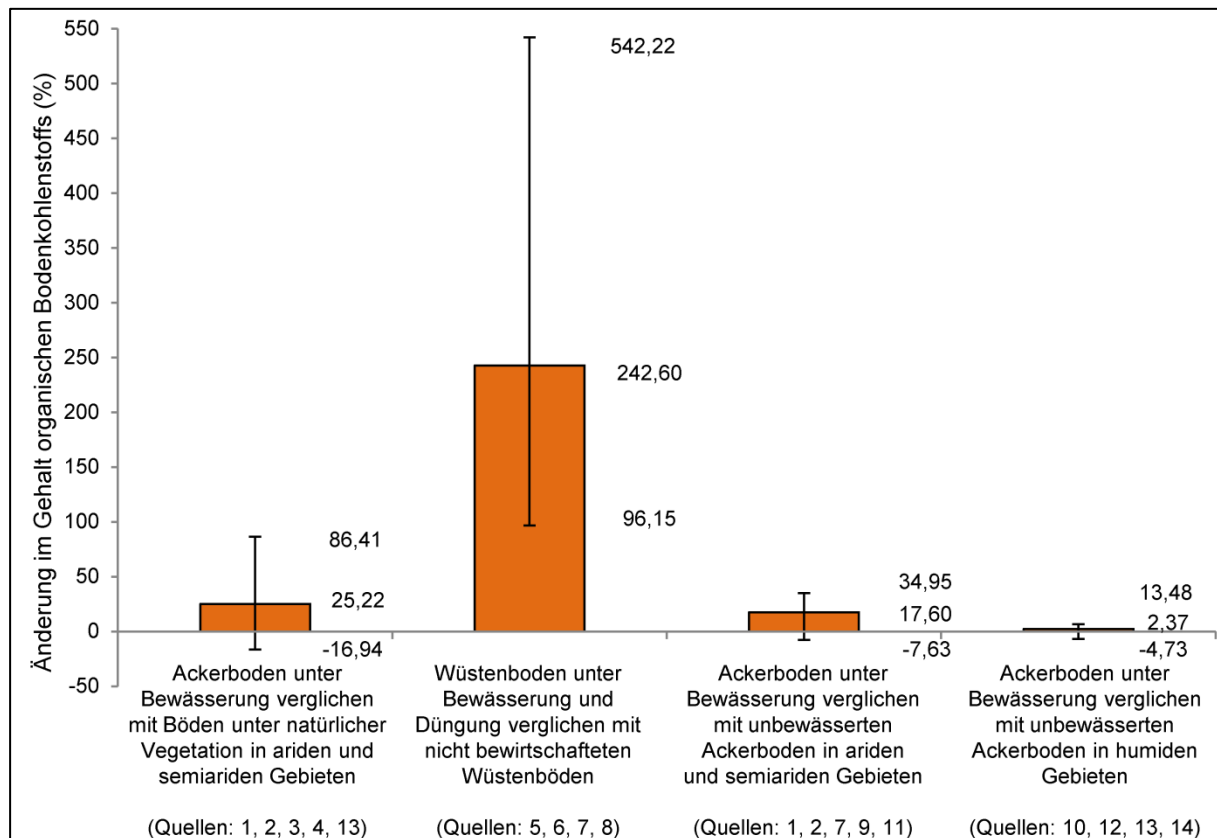


Abbildung 2: Änderungen (Mittelwert, Minimum, Maximum) im organischen Bodenkohlenstoffgehalt auf bewässerten Ackerböden im Vergleich zu unbewässerten Bedingungen und natürlicher Vegetation in unterschiedlichen Klimazonen basierend auf 14 Langzeituntersuchungen (verändert nach Trost *et al.* (2013)). 1=Denef *et al.* (2008), 2=Gillabel *et al.* (2007), 3=Entry *et al.* (2004), 4=Wu *et al.* (2008), 5=Li *et al.* (2006), 6=Li *et al.* (2009), 7=Su *et al.* (2010), 8=Fallahzade & Hajabbasi (2012), 9=Bordovsky *et al.* (1999), 10=Ellmer & Baumecker (2002), 11=Presley *et al.* (2004), 12=Dersch & Böhm (2001), 13=De Bona *et al.* (2008) 14=Getaneh *et al.* (2007)

Die größten Änderungen im C_{org} -Gehalt wurden bei der Kultivierung von Wüstenboden nachgewiesen. Hier waren Anstiege um 243 % nachweisbar. Im Gegensatz dazu war der Anstieg in ariden Regionen mit höheren Niederschlägen und in semiariden Gebieten mit 17 % bis 25 % deutlich geringer. In einigen Fällen waren auch Verminderungen nachweisbar. In humiden Gebieten zeigte Bewässerung nur minimale Effekte. Die mittlere Zunahme im C_{org} -Gehalt lag hier bei etwa 2 %. Neben der Klimazone und der Höhe der Niederschläge spielte bei Untersuchungen der Entwicklung des C_{org} -Gehalts auch die

Untersuchungsdauer eine entscheidende Rolle. Um wesentliche Änderungen in ihrer Komplexität vollständig zu erfassen, sind in den meisten Fällen Daten aus Langzeitfeldversuchen nötig. Die Aussagekraft der daraus resultierenden Ergebnisse nimmt in der Mehrzahl der Fälle mit zunehmender Untersuchungsdauer unter gleichbleibenden Versuchsbedingungen zu (Li *et al.*, 1997). In den meisten der untersuchten Langzeitstudien wurde die Bewässerung zusätzlich mit weiteren Managementfaktoren wie zum Beispiel Bodenbearbeitung oder Düngung kombiniert. Daher sind die beobachteten Wirkungen der Bewässerung auf die C_{org} -Gehalte meistens die Folge aus Wechselwirkungen mit anderen Managementfaktoren.

3.1.2 Wechselwirkungen von Bewässerung und Stickstoff-Düngung

Viele Untersuchungen haben gezeigt, dass Stickstoffdüngung zu einer deutlich gesteigerten Biomassebildung und somit zu erhöhten Mengen an Wurzeln und Ernterückständen führt. Aus dieser Perspektive kann Stickstoffdüngung zu einer Steigerung der C_{org} -Gehalte auf Ackerland beitragen (Liu & Greaver, 2009, Schlesinger, 2000). Auf der anderen Seite kann Stickstoffdüngung aber auch über die Verminderung des C/N-Verhältnisses im Boden den Abbau von Bodenkohlenstoff fördern (Li *et al.*, 2009). Feldversuche, die Aussagen zu den Wechselwirkungen zwischen Bewässerung und Stickstoffdüngung ermöglichen, sind selten. Unter den in Tabelle 1 aufgelisteten Untersuchungen enthielten nur die Studien von Ellmer & Baumecker (2002) und Dersch & Böhm (2001) Faktorkombinationen aus Bewässerung und unterschiedlichen Stickstoffdüngungsintensitäten. Beide Studien zeigten, dass bewässerte Flächen mit Stickstoffdüngung im Vergleich zu nicht mit Stickstoff versorgten Flächen höhere C_{org} -Gehalte aufwiesen.

3.1.3 Wechselwirkungen von Bewässerung und Bodenbearbeitung

Die Intensität der Bodenbearbeitung kann über die Veränderung der bodenphysikalischen und bodenbiologischen Bedingungen wesentlichen Einfluss auf die C_{org} -Gehalte haben. So werden beispielsweise über die Veränderung der Lagerungsdichte und des Porenvolumens die Durchlüftung als auch die Wasserinfiltration beeinflusst (Amezket, 1999, Simon *et al.*, 2009, Stubbs *et al.*, 2004). Unter Berücksichtigung des kombinierten Einflusses von Bodenbearbeitung und Bewässerung auf den C_{org} -Gehalt sind zwei Effekte von Bedeutung. Einer ist der direkte Effekt der Bodenbearbeitungsintensität auf die Abbaubarkeit des Bodenkohlenstoffs (Alvarez, 2005). Die konventionelle Bodenbearbeitung führt zu einer starken Auflockerung des Bodens und zum Aufbrechen von Bodenaggregaten sowie zu einer erhöhten Bodendurchlüftung, welche die Abbaubarkeit von C_{org} erhöht. Veränderungen in der Bodenstruktur und der Bodendurchlüftung unter reduzierter Bodenbearbeitung und im speziellen unter Minimalbodenbearbeitung sind wesentlich geringer.

Der zweite Effekt resultiert aus dem Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Evaporation und Wasserproduktivität (Cantero-Martínez *et al.*, 2003, Drastig *et al.*, 2012).

Konservierende Bodenbearbeitung gilt als humusschonend und führt im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung im Regelfall zu einer Humusanreicherung im Oberboden (Rusu *et al.*, 2008). Erntereste werden hierbei hauptsächlich flach in den Oberboden eingearbeitet oder verbleiben auf der Oberfläche. Dies führt einerseits zu einem verbesserten Schutz des Bodens vor Wind- und Wassererosion. Zum anderen kann durch eine Anreicherung von organischer Substanz im Oberboden und durch die Mulchschicht die Wasserhaltekapazität erhöht beziehungsweise die Evaporation vermindert werden (Stubbs *et al.*, 2004). Daraus resultierend kann davon ausgegangen werden, dass reduzierte Bodenbearbeitung und Minimalbodenbearbeitung die Biomasseproduktion pro Einheit Niederschlags- oder Bewässerungswasser erhöhen kann und somit den bereits beschriebenen biomassesteigernden und C_{org} anreichernden Effekt von Bewässerung noch anheben kann (Drastig *et al.*, 2011, Rusu *et al.*, 2008). In Folge dessen wird der Kombination von Bewässerung und reduzierter beziehungsweise minimaler Bodenbearbeitung ein höheres Potenzial zur Erhöhung der C_{org} -Gehalte im Vergleich zur Kombination von Bewässerung und konventioneller Bodenbearbeitung zugerechnet (Martens *et al.*, 2005). Dies bestätigen Untersuchungen von Entry *et al.* (2004) und Bordovsky *et al.* (1999), in denen die Kombinationswirkung von Bewässerung und Bodenbearbeitung betrachtet wurde. Deren Ergebnisse zeigten deutlich höhere Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff auf den Flächen mit Bewässerung und reduzierter Bodenbearbeitung im Vergleich zu bewässerten Flächen unter konventioneller Bodenbearbeitung (Tabelle 1). Es existieren jedoch auch Untersuchungen, bei denen ein solcher positiver Kombinationseffekt nicht nachweisbar war. So stellten De Bona *et al.* (2008) keine signifikanten Unterschiede im organischen Bodenkohlenstoffgehalt zwischen bewässerten Flächen unter konventioneller und reduzierter Bodenbearbeitung fest.

3.1.4 Wirkungen der Bewässerung auf die Stabilität der Bodenaggregate und auf das Bodenleben

Die Abbaubarkeit von C_{org} ist auch abhängig von dessen Einbindung in Bodenaggregate. Es existieren zahlreiche Untersuchungen, die sich mit der Abbaustabilität von organischem Kohlenstoff in Mikro- (50 μm bis 250 μm) und Makroaggregaten (>250 μm) befassen. Generell ist bekannt, dass organisches Material durch die Integration in Mikro- und Makroaggregate wesentlich schwerer abbaubar ist (Blanco-Canqui & Lal, 2004, Gillabel *et al.*, 2007). Bezüglich der Bedeutung der Mikro- und Makroaggregate für die Kohlenstoffbindung im Boden gibt es unterschiedliche Ergebnisse. Nach Kong *et al.* (2005) ist der Anteil an Mikroaggregaten ein idealer Indikator für die Kohlenstoffsequestration in

landwirtschaftlich genutzten Böden, da zusätzliche Kohlenstoffinputs primär in diesen gebunden wurden. Andere Ergebnisse betonen die Bedeutung von Makroaggregaten. So wiesen Degens & Sparling (1995) nach, dass in Makroaggregaten gebundener Kohlenstoff nach wiederholten Bodendurchfeuchtungen und erhöhter mikrobieller Aktivität nicht verstärkt abgebaut wurde. Veränderungen in der Bodenfeuchte, welche auch durch Bewässerung verursacht werden, können einen wesentlichen Einfluss auf die Bildung von Bodenaggregaten haben (Amezketta, 1999). Auf der einen Seite wird angenommen, dass der Wechsel von Befeuchtung und Trocknung negative Effekte auf die Stabilität von Makroaggregaten hat (Lehrsch *et al.*, 1991, Mulla *et al.*, 1992). Auf der anderen Seite existieren Ergebnisse, dass der kontinuierliche Wechsel von Befeuchtung und Trocknung zu einer erhöhten Bildung von wasserstabilen Aggregaten führt (Barzegar *et al.*, 1995, Dexter, 1988, Utomo & Dexter, 1982). Welcher Effekt überwiegt, scheint primär von Bodentyp und der Bodenzusammensetzung abhängig zu sein. Wesentliche Faktoren sind hierbei Porenvolumen, Porendurchmesser sowie Ton- und Humusgehalte (Amezketta, 1999, Six *et al.*, 2004). Diese können zum Beispiel die Durchfeuchtungsgeschwindigkeit, welche ebenfalls auf die Aggregatstabilität Einfluss nehmen kann, entscheidend beeinflussen (Barzegar *et al.*, 1995). So führt eine langsame Durchfeuchtung im Normalfall nur zu geringen Veränderungen in der Aggregatstabilität. Im Gegensatz dazu kann eine rapide Durchfeuchtung den Zerfall von Bodenaggregaten verursachen, wobei ein deutlicher Zusammenhang zum Wassersättigungszustand des Bodens besteht (Amezketta, 1999). Somit kann auch die Zusatzwassermenge und die Bewässerungshäufigkeit die Aggregatstabilität und somit die C_{org} -Abbaustabilität beeinflussen. Blanco-Canqui *et al.* (2010) wiesen nach, dass mit steigender Zusatzwassermenge die Bodenaggregate mit einem Durchmesser über 0,5 mm zunahmen, während die mit einem Durchmesser von unter 0,5 mm abnahmen. Parallel dazu kam es zu einem Anstieg der C_{org} -Gehalte. Neben der Bewässerungshäufigkeit und -menge kann somit auch die Art der Bewässerung die strukturelle Stabilität der Bodenaggregate verändern. So führt Furchen- und Flutbewässerung, bedingt durch eine schnelle Durchfeuchtung in Kombination mit einer Kompression der eingeschlossenen Bodenluft, zu einem Zerfall der Bodenaggregate (Amezketta, 1999). Beregnung kann je nach Tropfengröße und Fallhöhe die oberflächennahen Bodenaggregate durch die Aufprallkräfte zerstören (Shainberg *et al.*, 1992). Bewässerung wirkt jedoch nicht nur über den direkten physikalischen Einfluss auf die Bildung und Stabilität der Bodenaggregate, sondern auch indirekt über die Förderung des Bodenlebens. Durch die Bildung von organo-mineralischen Komplexen kommt den Bodenorganismen eine bedeutende Rolle bei der Bildung von Bodenaggregaten zu. Besonders Regenwürmer sind in dieser Hinsicht von Bedeutung (Pulleman *et al.*, 2005). Diese können durch Veränderungen der Bodenfeuchte in ihrer Aktivität beeinflusst werden.

So zeigten Amador et al. (2005), dass der Gemeine Regenwurm (*Lumbricus terrestris* L.) in feuchten Böden höhere Mengen an organischer Bodensubstanz abbauen kann als unter trockenen Bedingungen. Auch andere Vertreter des Edaphons wie zum Beispiel Springschwänze (*Collembola*), Milben (*Acari*) und Nematoden (*Nematoda*) können durch Bewässerung beeinflusst werden. Lindberg et al. (2003) zeigten in ihren Untersuchungen, dass diese Gattungen auf bewässerten Flächen in höherer Anzahl vorkamen als auf unbewässerten.

Neben den tierischen Bodenorganismen haben auch bodenbürtige Pilze Einfluss auf die Bodenaggregatbildung. Mycorrhizapilze spielen auf vielen Standorten eine wesentliche Rolle bei der Bildung von Bodenaggregaten. Dies geschieht zum einen durch den Einschluss und die Verkettung von Bodenpartikeln in das Hyphensystem, zum anderen durch die Absonderung von pilzlichen Syntheseprodukten, die die Bildung von organo-mineralischen Komplexen fördern oder das Lebensumfeld für andere aggregatbeeinflussende Organismen verändern (Rillig & Mummey, 2006). Der Effekt von Bewässerung auf Mycorrhizapilze wurde bisher noch nicht ausführlich untersucht. In einer Untersuchung von Rillig et al. (2001) konnte mit ansteigender Bodenfeuchte ein Rückgang im Hyphenwachstum festgestellt werden. Versuche von Mitra et al. (2006), bei denen die Anzahl der Mycorrhizainfektionen auf bewässerten Flächen bestimmt wurden, zeigten keinen signifikanten Einfluss der Zusatzwasserapplikation. Ein anderer Mechanismus, der über Bewässerung das Bodenleben beeinflussen kann, ist die Verringerung der Bodentemperatur. Untersuchungen von Mariko et al. (2007) in der Mongolei zeigten, dass Bewässerung zu einer Abkühlung der Bodenoberfläche von 30°C auf 20°C führte. Während dieser Abkühlung wurde ein kurzfristiger Anstieg der bodenbürtigen CO₂-Emissionen festgestellt, die aus einer erhöhten mikrobiellen Aktivität resultierten.

3.2 Zielstellung

Das Ziel der Untersuchungen ist es, die Wirkung der Bewässerung in Verbindung mit unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität auf die Erträge und Entwicklung der organischen Bodenkohlenstoffgehalte zu analysieren. Somit soll der Wissensstand zum Einfluss von Bewässerung auf die C_{org}-Gehalte speziell um die Wirkung auf Sandböden im mitteleuropäischen Raum zu erweitert werden.

3.3 Material und Methoden

3.3.1 Versuchsstandort

Der statische Düngungs- und Beregnungsversuch, auf dem die Daten zu den Erträgen, Ernterückständen und Gehalten an organischen Bodenkohlenstoff erhoben wurden, gehört zur Lehr- und Versuchsstation der Humboldt-Universität zu Berlin in Thyow (52°15' N,

13°14 O). Diese liegt etwa 40 km südlich von Berlin im Bundesland Brandenburg 43 m über dem Meeresspiegel. Nach der Einteilung der *World reference base for Soil resources* 2006 handelt es sich bei dem Bodentyp um einen Cutanic Albic Luvisol (Abruptic Arenic) (Schweitzer & Hierath, 2010). Der Standort ist charakterisiert durch eine geringe Bodenfruchtbarkeit, die primär aus der geringen Wasserhalte- und Kationenaustauschkapazität resultiert. In Tabelle 2 sind die bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften des Standorts ersichtlich.

Tabelle 2: Bodenchemische und bodenphysikalische Eigenschaften des Bodens auf der Lehr- und Versuchsstation der Humboldt-Universität zu Berlin (verändert nach Trost et al. (2014a))

Bodeneigenschaft	Einheit	Wert
Boden pH-Wert	-	5,30 – 5,90
Feldkapazität	Vol. %	16,10
Nutzbare Feldkapazität	Vol. %	11,00
Welkepunkt	Vol. %	4,50
Trockenrohdichte	g cm ⁻³	1,67
Mittlerer Gehalt an organischen Bodenkohlenstoff	%	0,52
Sand	%	83,10
Schluff	%	14,20
Ton	%	2,70

Die langfristige mittlere Jahresniederschlagshöhe liegt bei 495,3 mm und das langjährige Jahresmittel der Temperatur bei 8,9 °C. Die meteorologischen Daten sowie der Zusatzwasserbedarf in den Hauptwachstumsphasen (März bis August) in den Jahren 1970 bis 2013 sind in Abbildung 3 dargestellt.

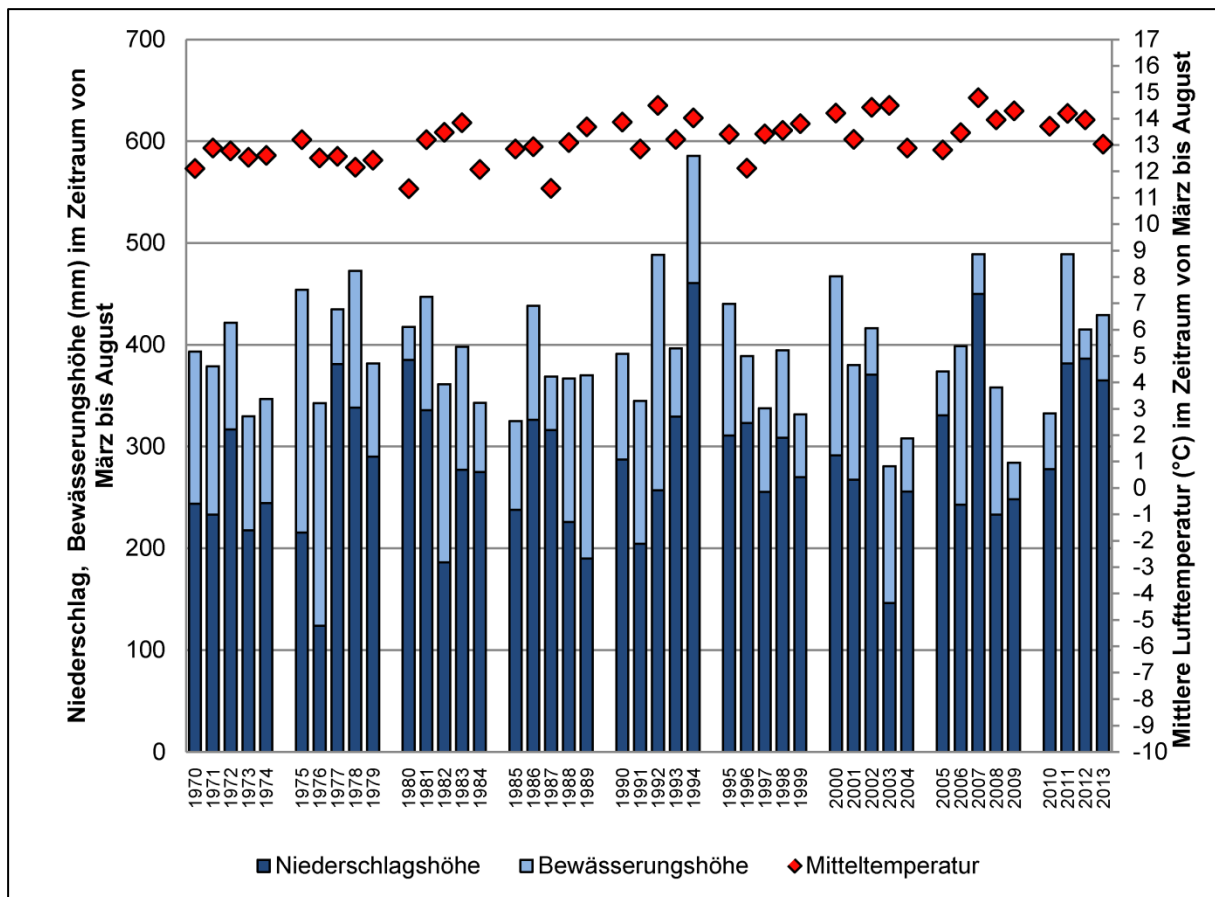


Abbildung 3: Niederschlag, Mitteltemperatur und Beregnungshöhen im Zeitraum von März bis August von 1970 bis 2013 (verändert nach Trost et al. (2014a))

Der Dauerversuch wurde 1937 durch Kurt Opitz angelegt. Das ursprüngliche Ziel des Versuchs war, die Wirkung der Kombination von mineralischer und organischer Stickstoffdüngung auf Erträge und Organische Bodenkohlenstoffgehalte zu untersuchen. Im Jahr 1970 wurde der Prüffaktor Bewässerung eingeführt. Gleichzeitig wurde die Applikation von organischem Dünger deutlich reduziert. So wurde die jährliche Ausbringung von Stallmist 1969 in Getreide und 1977 in Kartoffeln und Rüben vollständig eingestellt. Das neue Ziel des Versuchs war, die Wirkung von Bewässerung in Kombination mit unterschiedlichen Stickstoffdüngungsintensitäten auf Erträge und Gehalte an organischen Bodenkohlenstoff zu untersuchen (Schnieder, 1990). Bei der Versuchsanlage handelt es sich um eine nicht randomisierte Standard-Langparzellenanlage. In Abbildung 4 ist die Anordnung der Parzellen mit den untersuchten Varianten dargestellt.

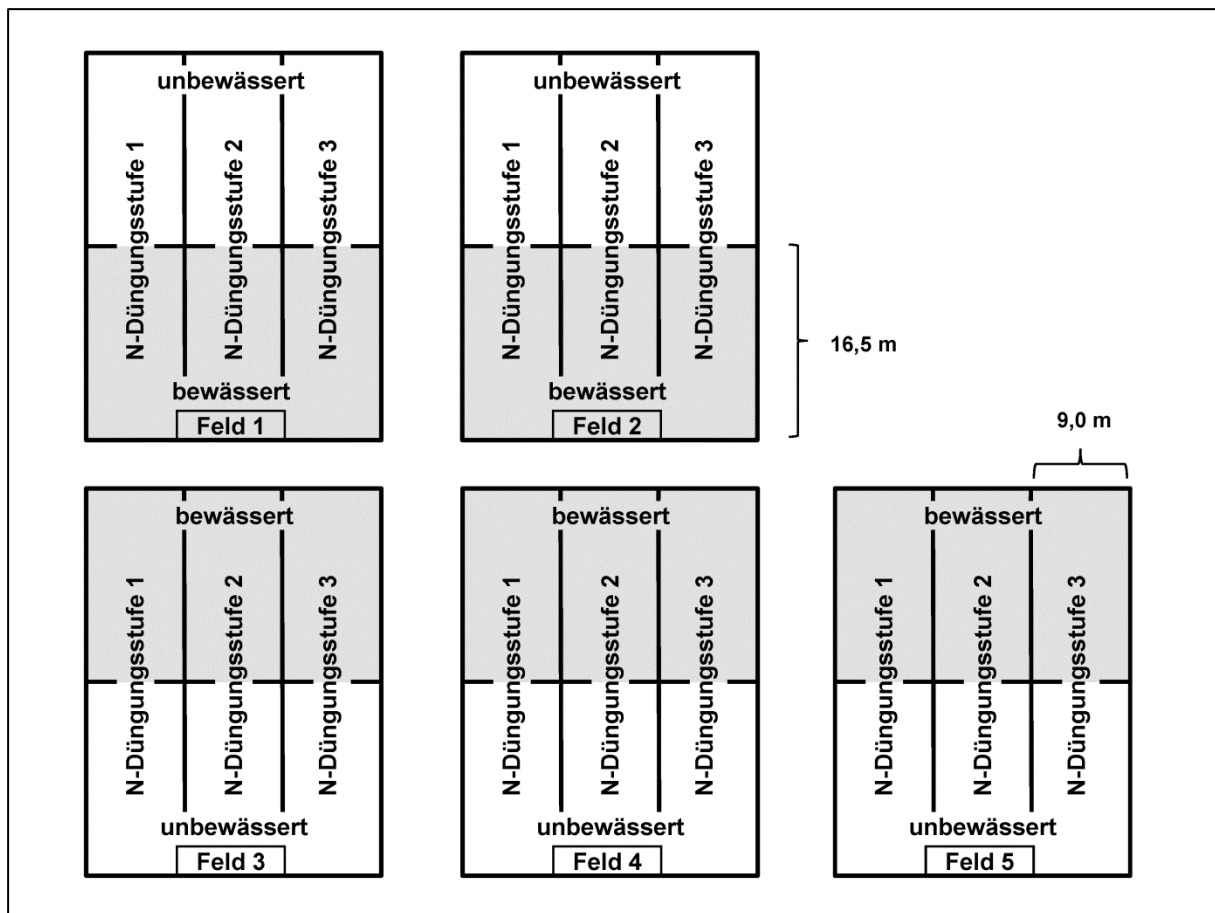


Abbildung 4: Anordnung der Versuchspartellen (verändert nach Trost et al. (2014a))

Bis zum Jahr 1995 erfolgte die mineralische Stickstoffdüngung in den Abstufungen „standortüblich“, „überhöht“ und „stark überhöht“. Im Jahr 1995 wurden die Stickstoffdüngermengen an die sich verändernden Praxisbedingungen des Pflanzenbaus und die sich daraus ergebenden wissenschaftlichen Fragestellungen angepasst. Die neuen Abstufungen der Stickstoffdüngung waren „null“ (Stickstoffdüngungsstufe 1), „mittel“ (Stickstoffdüngungsstufe 2) und „hoch“ (Stickstoffdüngungsstufe 3). Die Düngermengen variierten dabei zwischen den angebauten Kulturen. Die in den einzelnen Kulturen applizierten Mengen sind in der Tabelle 3 ersichtlich. Als Stickstoffdünger wurde Kalkammonsalpeter (KAS) verwendet. In dem beschriebenen Versuch wird eine fünffeldrige Fruchtfolge angebaut. Diese besteht aktuell aus Kartoffel (*Solanum Tuberosum* L.), Winterweizen (*Triticum aestivum* L.), Winterraps (*Brassica napus* L.), Winterroggen (*Secale cereale* L.) und Knautgras (*Dactylus glomerata* L.). Vor 2010 wurde anstatt des Winterweizens Wintergerste (*Hordeum Vulgare* L.) und von 1995 bis 2007 Lein (*Linum usitatissimum* L.) beziehungsweise Leindotter (*Camelina sativa* L.) an Stelle von Winterraps angebaut. Vor 1995 bestand die Fruchtfolge aus Einjährigem Weidelgras (*Lolium multiflorum* L.), Kartoffel, Wintergerste, Futterrübe (*Beta vulgaris* L. ssp. vulgaris var. alba) und Sommergerste. An Stelle der Futterrüben wurden in den Jahren von 1970 bis 1976

Zuckerrüben (*Beta vulgaris* L. ssp. *vulgaris* var. *altissima*) angebaut. Mit Ausnahme des Weizens, der nach Kartoffeln angebaut wird, wurde in allen Kulturen der Pflug zur Grundbodenbearbeitung verwendet.

Tabelle 3: Fruchtfolge und Düngermengen (verändert nach Trost et al. (2014a))

Zeitraum 1970 bis 1994							
Stickstoff- düngungs- stufe	Weidel- gras	Kar- toffel	N (kg ha ⁻¹) Winter- gerste	Rübe	Sommer- gerste	P (kg ha ⁻¹) alle Kulturen	K (kg ha ⁻¹) alle Kulturen
1	300	100	90	100	90	48	200
2	400	150	120	150	120	48	200
3	500	200	150	200	150	48	200

Zeitraum 1995 bis 2007							
Stickstoff- düngungs- stufe	Knaul- gras	Kar- toffel	N [kg ha ⁻¹] Winter- gerste	Öllein/ Lein- dotter	Winter- roggen	P [kg ha ⁻¹] alle Kulturen	K [kg ha ⁻¹] alle Kulturen
1	0	0	0	0	0	26	100
2	120	120	60	60	60	26	100
3	240	240	120	120	120	26	100

Zeitraum 2008 bis 2013							
Stickstoff- düngungs- stufe	Knaul- gras	Kart- offel	N (kg ha ⁻¹) Winter- gerste, seit 2010 Winter- weizen	Winter- raps	Winter- roggen	P (kg ha ⁻¹) alle Kulturen	K (kg ha ⁻¹) alle Kulturen
1	0	0	0	0	0	17,5	100
2	120	60	60	110	60	17,5	100
3	240	120	120	170	120	17,5	100

Zur Bewässerung wurde ein Beregnungswagen eingesetzt. Die Ermittlung des Beregnungsbedarfs erfolgte mit dem Bewässerungssteuerungssystem BEREST (Schirach *et al.*, 1988).

Bodenproben wurden einmal jährlich im Spätherbst genommen. Die Probenahmetiefe betrug 0 cm bis 20 cm. Diese Bodentiefe stellt den AP-Horizont dar und beinhaltet den größten Teil an Wurzeln und organischen Kohlenstoff. Zur Probenahme wurde ein Bohrstock mit einem Durchmesser von 2 cm verwendet. Pro Variante und Kultur wurden etwa 30 Proben genommen und zu einer Mischprobe zusammengefasst. Nach der manuellen Entfernung von groben organischen Bestandteilen (Wurzeln und Pflanzenresten) wurden die Proben mit

einem 2 mm Sandsieb gesiebt. Im Zeitraum von 1970 bis 2006 wurde der Bodenkohlenstoffgehalt über die Methode der nassen Veraschung nach TGL-25418/04 beziehungsweise nach DIN-ISO-19684-2 ermittelt. Ab 2007 erfolgte die Bestimmung des Bodenkohlenstoffs über die trockene Veraschung nach DIN-ISO-10694. Da der Anteil an anorganischem Kohlenstoff in Form von Carbonaten im AP-Horizont auf dem Standort nur marginal ist, konnte davon ausgegangen werden, dass die erfassten Gesamtkohlenstoffgehalte der trockenen Veraschung nicht oder nur minimal von den erfassten organischen Bodenkohlenstoffgehalten der nassen Veraschung abweichen.

3.3.2 Kohlenstoffeinträge in den Boden aus oberirdischen Ernteresten

Die Kohlenstoffeinträge aus oberirdischen Ernteresten wurden über den Kohlenstoffgehalt der Ernterückstandsmengen berechnet. Die angenommenen Kohlenstoffgehalte basierten auf in der Tabelle 4 dargestellten Literaturquellen.

Tabelle 4: Kohlenstoffgehalte der Erntereste (verändert nach Trost et al.(2014a))

Ernterest	Trockensubstanz- anteil nach DüV, (2012) (%)	Kohlenstoffgehalt in der Trockenmasse (%) ¹	Literatur
Weizenstroh	86,0	46,3	Schuchardt & Vorlop (2010) IPCC (1997) Tung (2009) Hartmann et al. (2007) Moilanen (2006)
Gerstenstroh	86,0	45,7	Hartmann et al. (2007) BIOBIB (2010) IPCC (1997)
Roggenstroh	86,0	46,6	Hartmann et al. (2007)
Rapsstroh	86,0	48,0	Schuchardt & Vorlop (2010)
Kartoffelblätter	15,0	48,0	Schuchardt & Vorlop (2010)
Rübenblätter	18,0	32,4	Schmitz (2005)
Leinstroh	0,86	49,2	Saber et al. (2011) Moilanen (2006)

¹ = Mittelwert aus den in den Quellen angegebenen Werten

Für die Kulturen, bei denen keine direkt bestimmten Werte zur Menge an oberirdischen Ernteständen vorlagen, erfolgte eine Berechnung der Ernterückstandsmenge über das Verhältnis Haupternteprodukt/Nebenernteprodukt nach DüV (2012). Dies war notwendig für Kartoffel (Verhältnis Haupternteprodukt/Nebenprodukt 1:0,2), Öllein/Leindotter (Verhältnis Haupternteprodukt/Nebenprodukt 1:1,5) und Winterraps (Verhältnis Haupternteprodukt/Nebenprodukt 1:1,7). Die Trockensubstanzgehalte wurden ebenfalls auf Grundlage des DüV (2012) ermittelt.

3.3.3 Statistische Auswertung

Eine kulturspezifische Auswertung war aufgrund der nicht vorhandenen Wiederholungen nicht möglich. Das nichtrandomisierte Versuchsdesign erlaubte nur eine Auswertung auf Ebene der Fruchtfolge. Dies war möglich, da nach einer Rotation auf einem Feld alle fünf Kulturen angebaut wurden. Jedes Feld entsprach somit einer Wiederholung und da der Versuch fünf Felder enthielt (Abbildung 4), existierten somit fünf Wiederholungen. Da eine Rotation fünf Kulturen enthielt, die jeweils für etwa ein Jahr ein Feld belegten, wurde für eine Rotation eine Dauer von fünf Jahren angenommen. Zur Auswertung der Ertragsdaten war es notwendig, die Erzeugnisse der unterschiedlichen Kulturen zusammenzufassen und in eine vergleichbare Einheit umzurechnen. Dies erfolgte durch die Umrechnung aller Ernteerträge in Getreideeinheiten (GE). Diese basieren auf dem Energiegehalt des Produkts. Die verwendeten Umrechnungsfaktoren nach BMELV(ed) (2011) waren für Wintergerste = 1,0 Winterroggen = 1,01, Winterweizen = 1,07, Kartoffel = 0,22 Zuckerrübe = 0,27, Futterrübe = 0,12, Gräser = 0,43 und Winterraps = 2,46. Da für Öllein beziehungsweise für Leindotter kein spezifischer Wert angegeben war, wurde der Wert von 1,0 für Faserlein angenommen. Für die statistische Auswertung wurde das Programm SAS 9.2 verwendet. Die beschreibende Statistik erfolgte über die Prozedur PROC MEANS. Die Analyse der Daten zu Erträgen, Ernterückständen sowie zu den Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff erfolgte über ein lineares Modell für die Auswertung einer Streifenanlage. Für die Varianzanalyse (ANOVA) wurde der F-Test verwendet. Mittelwertvergleiche wurden unter Verwendung des TUKEY-Kramer Test durchgeführt. Die Irrtumswahrscheinlichkeit α betrug 5 %.

3.4 Ergebnisse und Diskussion

3.4.1 Ernteerträge und Kohlenstoffeinträge in den Boden aus oberirdischen Ernterückständen

Über alle untersuchten Fünfjahreszeiträume wurden die Ernteerträge und Kohlenstoffeinträge aus oberirdischen Ernterückständen stark durch die Stickstoffdüngung und Bewässerung sowie durch die Wechselwirkung beider Faktoren beeinflusst (Tabelle 5,

Tabelle 6). Eine Ausnahme bildete die nicht mit mineralischem Stickstoff versorgte Variante. Dort zeigte die Bewässerung keinen Effekt. Wurde Stickstoff appliziert, führte die Bewässerung in den meisten Fällen zu signifikanten Zunahmen der Erträge und auch zu deutlich höheren Kohlenstoffeinträgen in den Boden durch gestiegene Mengen an Ernterückständen. Mit Ausnahme des Fünfjahreszeitraum von 1995 bis 1999, in welchem, im Vergleich zu den anderen Untersuchungszeiträumen, nur ein vergleichsweise geringer Bewässerungsbedarf bestand, hatte Bewässerung eine deutlich ertragssteigernde Wirkung (Abbildung 5, Tabelle 5). In den meisten Fünfjahreszeiträumen wurden Wechselwirkungen zwischen Bewässerung und Stickstoffdüngungsstufen nachgewiesen. Hierbei bewirkten steigende Stickstoffmengen einen verstärkten Effekt der Bewässerung. In den Fünfjahresperioden 1970 bis 1974, 1975 bis 1979 und 1990 bis 1994 führte Bewässerung zu einem mittleren Ertragsanstieg von 36 % bei standortüblicher Stickstoffdüngung, 43 % bei überhöhter Stickstoffdüngung und 46 % bei stark überhöhter Stickstoffdüngung. In den Fünfjahreszeiträumen 1980 bis 1984 und 1985 bis 1989 hatte sowohl die Stickstoffdüngungsstufe als auch die Bewässerung einen signifikanten Einfluss auf die Erträge. Ein Wechselwirkungseffekt war in diesen Untersuchungsperioden jedoch nicht nachweisbar, da es hier nicht mit zunehmenden Stickstoffdüngermengen zu einer erhöhten Wirkung der Bewässerung kam. Die mittlere Ertragserhöhung durch Bewässerung lag bei standortüblicher Stickstoffdüngung bei 31,5 %, bei überhöhter Stickstoffdüngung bei 34,5 % und bei stark überhöhter Stickstoffdüngung bei 37,2 %. Die Verminderung der Stickstoffdüngermenge ab 1995 führte zu einer Verminderung der Erträge in allen Stickstoffdüngungsstufen. Insbesondere die Einstellung der Stickstoffdüngung in der Stickstoffdüngungsstufe 1 führte zu starken Ertragsrückgängen und zu einer Aufhebung des Bewässerungseffekts. Auch in den beiden anderen Stickstoffdüngungsstufen waren die Erträge im Vergleich vor 1995 reduziert. Hier waren jedoch Wechselwirkungseffekte von Bewässerung und Stickstoffdüngung nachweisbar. So führte Bewässerung über den Zeitraum von 1995 bis 2013 unter mittlerer Stickstoffdüngungsintensität in der Stickstoffdüngungsstufe 2 zu einer durchschnittlichen Ertragserhöhung von etwa 14 % und unter hoher Stickstoffdüngung in der Stickstoffdüngungsstufe 3 von etwa 19 %. Ähnlich den Ergebnissen der Ernterträge war auch bei den Kohlenstoffeinträgen aus den oberirdischen Ernterückständen die Wirkung der Bewässerung in vielen Fällen von der Höhe der Stickstoffdüngung abhängig (Tabelle 6, Abbildung 6). Die aus Bewässerung resultierende durchschnittliche Erhöhung der Kohlenstoffeinträge von 1970 bis 1994 (mit Ausnahme des Fünfjahreszeitraums 1985 bis 1989) lag unter standortüblicher Stickstoffdüngung bei 16 %, unter überhöhter Stickstoffdüngung bei 22 % und unter stark überhöhter Düngung bei 32 %. Im Fünfjahreszeitraum 1985 bis 1989 konnte kein Wechselwirkungseffekt von Bewässerung und Stickstoffdüngung nachgewiesen werden.

Tabelle 5: Ergebnisse der Varianzanalyse für die Ernteerträge unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (F-Test und Tukey-Kramer Test ($\alpha=0,05$). Verschiedene Kleinbuchstaben in einer Zeile zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (verändert nach Trost et al. (2014a))

Zeitraum	Stickstoff- düngungsstufe 1		Stickstoff- düngungsstufe 2		Stickstoff- düngungsstufe 3		F-Wert Düngungs- stufe x Bewässerung	F-Wert Düngungs- stufe	F-Wert Bewässerung
	un- bewässert	bewässert	un- bewässert	bewässert	un- bewässert	bewässert			
1970-1974	a	b	a	c	a	c	0,0245	< 0,0001	0,0021
1975-1979	a	b	a	c	a	c	0,0110	0,0020	0,0012
1980-1984	a	b	a	c	a	c	0,3028	<0,0001	0,0017
1985-1989	a	b	a	c	a	c	0,0625	< 0,0001	0,0008
1990-1994	a	b	a	c	a	c	0,0074	< 0,0001	0,0004
1995-1999	a	a	b	c	c	d	0,0002	< 0,0001	0,0689
2000-2004	a	a	b	c	c	d	0,0001	< 0,0001	0,0274
2005-2009	a	a	b	c	c	d	0,0004	< 0,0001	0,0031
2000-2013	a	a	b	b	c	d	0,0033	< 0,0001	0,0235

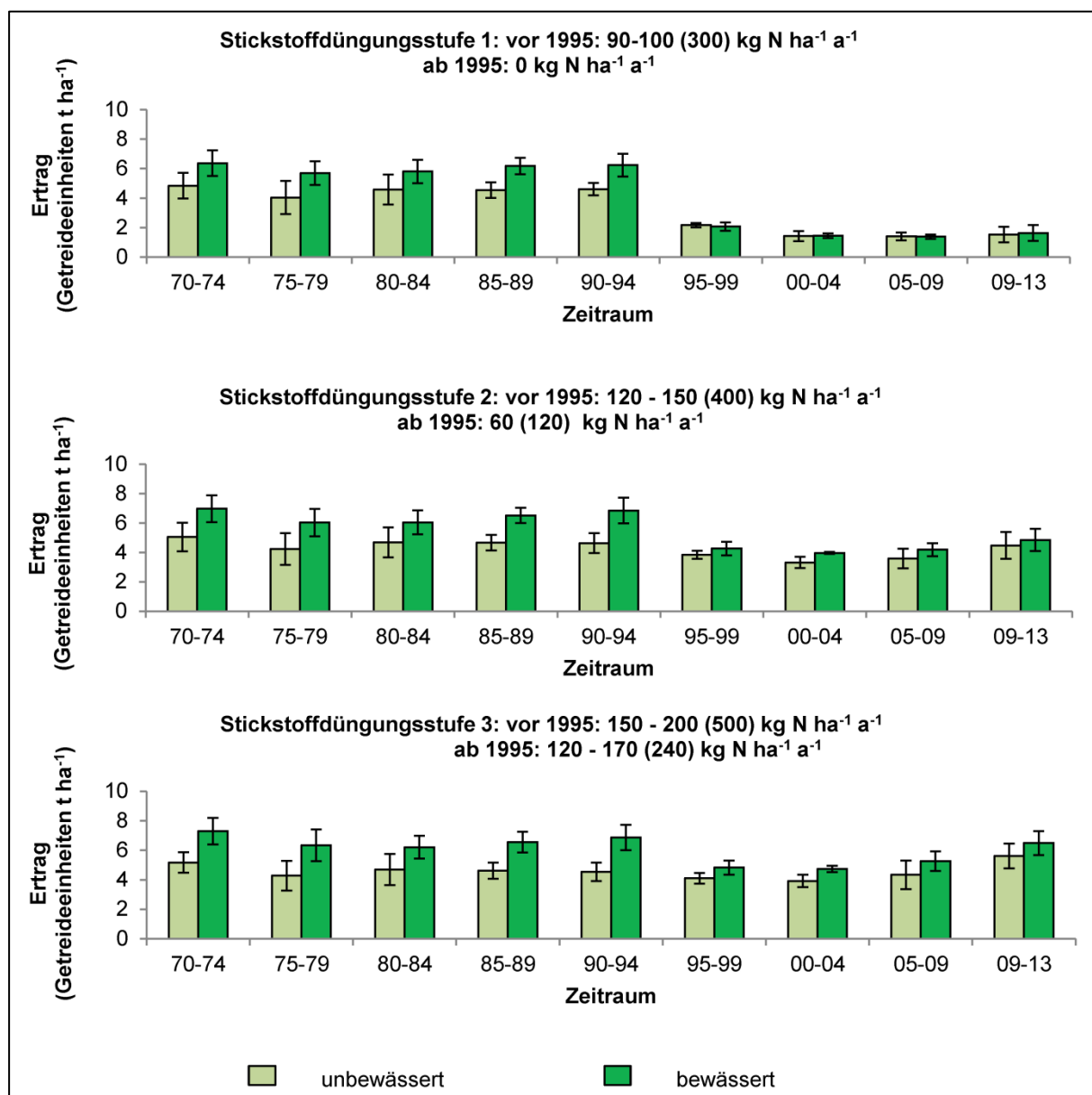


Abbildung 5: Mittlere Erträge mit Standardabweichung unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (verändert nach Trost et al. (2014a))

Wie auch schon bei den Ernteerträgen war mit der Einstellung der Stickstoffdüngung in der Stickstoffdüngungsstufe 1 ab dem Jahr 1995 auch bei den Kohlenstoffeinträgen aus oberirdischen Ernteresten ein starker Rückgang feststellbar. Der Stickstoffmangel führte zu einem deutlich verminderten Pflanzenwachstum und damit zu geringeren Erträgen und Ernterückständen auf der Fläche. Anders als bei den Ernteerträgen führte die Verminderung der Stickstoffdüngermenge in den Stickstoffdüngungsstufen 2 und 3 nicht zu Abnahmen der Kohlenstoffeinträge. Der Grund hierfür könnte mit einer Veränderung der Fruchtfolge zusammenhängen. Nach 1995 wurden statt Rüben und Sommergerste, Kulturen mit höheren Ernterückstandsmengen und somit auch mit höheren Kohlenstoffmengen, wie zum Beispiel

Roggen oder Winterraps, angebaut. Wechselwirkungseffekte von Bewässerung und Stickstoffdüngung waren nach 1995 in allen Fünfjahreszeiträumen feststellbar. In der nicht mit Stickstoff versorgten Stickstoffdüngungsstufe 1 waren die Kohlenstoffeinträge im Zeitraum von 2000 bis 2013 unter Bewässerung im Mittel um 18,0 % höher als in der unbewässerten Variante. Besonders hoch war der Effekt der Bewässerung im Zeitraum 2009 bis 2013 mit etwa 40 % höheren Kohlenstoffinputs aus oberirdischen Ernteresten. Diese könnten primär aus einer weiteren Änderung der Fruchtfolge ab dem Jahr 2010 resultieren. Ab diesem Jahr wurde statt Wintergerste Winterweizen angebaut. Winterweizen wies in allen Stickstoffdüngungsstufen höhere Stroherträge auf als Wintergerste und zeigte speziell in der Stickstoffdüngungsstufe 1 eine stärkere Reaktion auf die Bewässerung. So führte die Bewässerung bei Winterweizen in der Stickstoffdüngungsstufe 1 zu mehr als einer Verdopplung der Stroherträge.

In der Stickstoffdüngungsstufe 2 waren die Kohlenstoffeinträge aus oberirdischen Ernteresten unter Bewässerung im Zeitraum von 2000 bis 2013 um 15 % und in der hoch versorgten Stickstoffdüngungsstufe 3 um 20 % höher als unter unbewässerten Bedingungen. Auch in diesen Varianten war der Effekt der Fruchtfolgeänderung im Jahr 2010 über die gesteigerten Kohlenstoffeinträge aus den oberirdischen Ernterückständen sichtbar. Positive Wechselwirkungen zwischen Bewässerung und Stickstoffdüngung auf die Biomasseproduktion wurden auch in zahlreichen anderen Untersuchungen bei verschiedenen Kulturen nachgewiesen (Di Paolo & Rinaldi, 2008, Ercoli *et al.*, 1999, Shimshi & Kafkafi, 1978). Die Autoren begründeten diese mit der verbesserten Stickstoffaufnahme der Pflanzen unter Bewässerung (Gajri *et al.*, 1991, Garabet *et al.*, 1998). Wasser ist notwendig zum Nährstofftransport zur Wurzel und innerhalb der Pflanze. Auf der anderen Seite führt die aus Bewässerung resultierende erhöhte Menge an pflanzlicher Biomasse auch zu einer erhöhten Transpiration und somit zu einem erhöhten Wasserbedarf (Gonzalez-Dugo *et al.*, 2010).

Tabelle 6: Ergebnisse der Varianzanalyse für die Kohlenstoffeinträge aus Ernterückständen unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (F-Test und Tukey-Kramer Test ($\alpha=0,05$). Verschiedene Kleinbuchstaben in einer Zeile zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (verändert nach Trost et al. (2014a))

Zeitraum	Stickstoff- düngungsstufe 1		Stickstoff- düngungsstufe 2		Stickstoff- düngungsstufe 3		F-Wert Düngungsstufe x Bewässerung	F-Wert Düngungsstufe	F-Wert Bewässerung
	un- bewässert	bewässert	un- bewässert	bewässert	un- bewässert	bewässert			
1970-1974	a	b	c	d	c	d	0,1243	0,0081	0,0038
1975-1979	a	b	b	c	b	d	0,0366	<0,0001	0,0043
1980-1984	a	ab	b	c	b	d	0,0453	0,0058	0,0376
1985-1989	a	cd	ab	de	bc	e	0,8775	0,0054	0,0124
1990-1994	a	a	a	b	a	c	0,0024	0,0214	0,0227
1995-1999	a	a	b	c	bc	d	0,0023	<0,0001	0,0014
2000-2004	a	a	b	c	bc	d	0,0305	<0,0001	0,0153
2005-2009	a	a	b	c	c	d	0,0237	<0,0001	0,0204
2009-2013	a	b	c	c	c	d	0,0187	<0,0001	0,0011

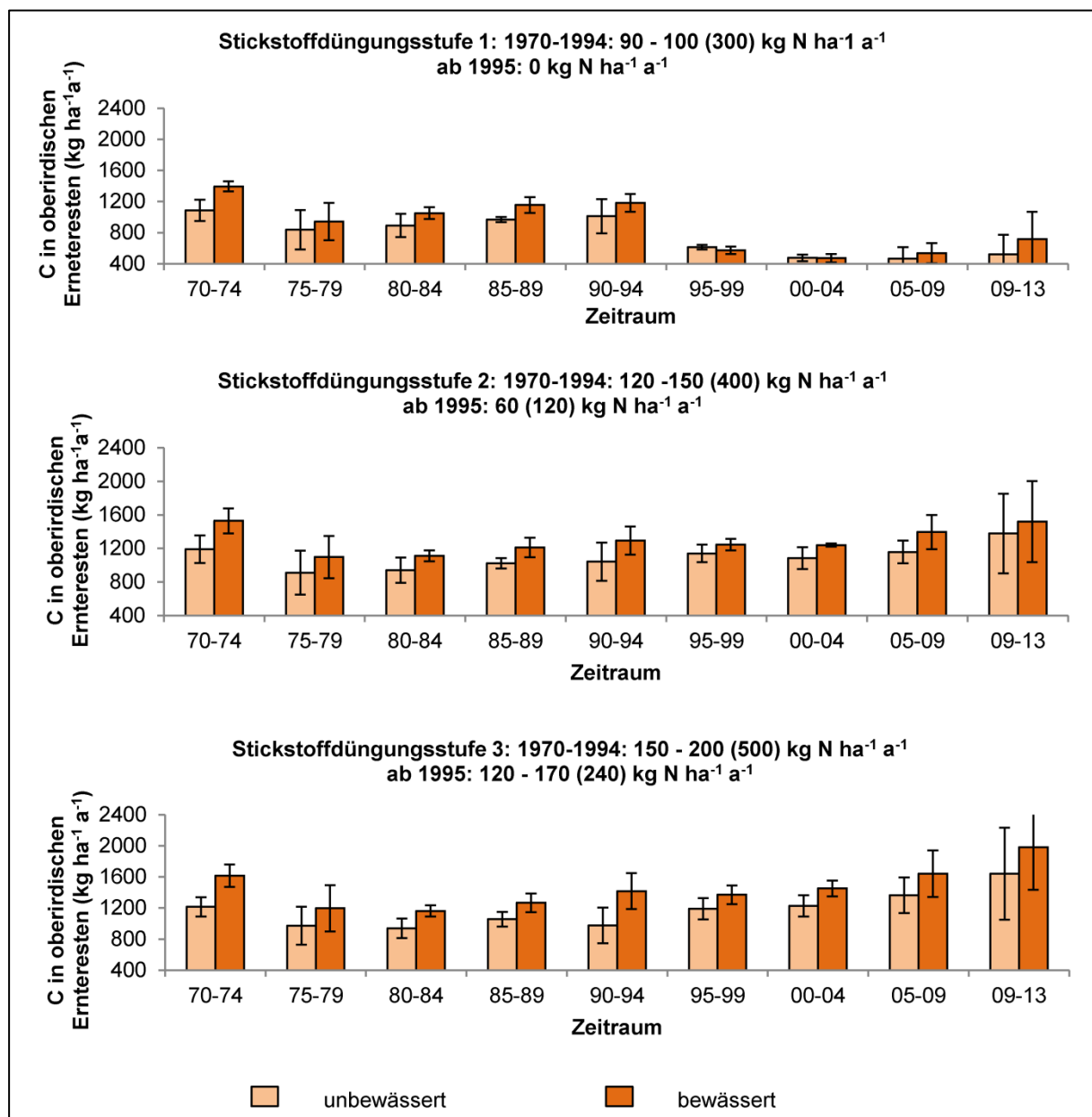


Abbildung 6: Mittlere C-Einträge aus oberirdischen Ernteresten mit Standardabweichung unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (verändert nach Trost et al. (2014a))

Das Ausbleiben von Wechselwirkungseffekten von Bewässerung und Stickstoffdüngung in einigen Fünfjahreszeiträumen vor 1995 kann durch die hohen Stickstoffdüngermengen erklärt werden. So wurden unter nicht bewässerten Bedingungen Unterschiede zwischen den Kohlenstoffeinträgen aus den oberirdischen Ernterückständen hauptsächlich beim Vergleich der Variante unter standorttypischer Stickstoffdüngung mit den Varianten unter überhöhter und stark überhöhter Stickstoffdüngung festgestellt. Unter Bewässerung waren signifikante Unterschiede bezüglich des Kohlenstoffeintrags zusätzlich auch zwischen der

Variante mit überhöhter Düngung und der Variante mit stark überhöhter Düngung feststellbar.

Daraus lässt sich schließen, dass ohne Bewässerung die applizierte N-Menge in der stark überhöhten Stickstoffdüngungsvariante die für die Pflanze optimal nutzbare Menge überschritt. Unter Bewässerung konnte jedoch auch diese zusätzliche Menge an appliziertem Stickstoff durch die Pflanze genutzt werden. Dass die aus Bewässerung resultierende erhöhte Wasserverfügbarkeit zu einer verbesserten Ausnutzung des verfügbaren Stickstoffs führt, konnte auch in verschiedenen anderen Untersuchungen bestätigt werden (Oweis *et al.*, 1998, Shimshi & Kafkafi, 1978).

3.4.2 Entwicklung der C_{org} -Vorräte

Die Bewässerung zeigte in allen Varianten nur vereinzelt Effekte auf die C_{org} -Vorräte (Tabelle 7). Nach 10 Jahren waren diese in den bewässerten Varianten tendenziell höher als in den nicht bewässerten. Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet, sanken die C_{org} -Vorräte sowohl auf den bewässerten als auch in den nicht bewässerten Flächen bis zum Zeitraum 2000 bis 2004 in allen Varianten deutlich ab (Abbildung 7).

Die leichten Rückgänge in den Zeiträumen von 1970 bis 1994 resultierten aus der Einstellung der Stallmistdüngung. Von 1937 bis 1969 erfolgte in allen Varianten eine jährliche Zuführung von Stallmist. Mit Ausnahme in den Kulturen Kartoffel und Zuckerrübe wurde diese ab 1970 eingestellt. Ab dem Jahr 1977 endete auch in diesen beiden Kulturen die Stallmistzuführung. Die Verminderung der mineralischen Stickstoffdüngung ab dem Jahr 1995 hatte eine wesentlich stärkere und schnellere Wirkung auf die C_{org} -Gehalte. Zu deutlichen Minderungen kam es besonders in der Stickstoffdüngungsstufe 1 nach der Einstellung der Stickstoffdüngung. Verglichen mit dem Zeitraum 1990 bis 1994 fielen die Gehalte zum Zeitraum 2005 bis 2009 um 13,3 % in der unberechneten Variante und um 14 % in der berechneten Variante. Hier zeigte sich deutlich die Wirkung der durch den Stickstoffmangel reduzierten Menge des Kohlenstoffinputs aus oberirdischen Ernteresten. Vom Zeitraum 2005 bis 2009 zum Zeitraum 2009 bis 2013 kam es in der unbewässerten Stickstoffdüngungsstufe 1 zu einer weiteren Abnahme des C_{org} -Vorrats um etwa 3 %. Im Gegensatz dazu konnte in der bewässerten Variante der Stickstoffdüngungsstufe 1 eine Zunahme des C_{org} -Vorrats um etwa 8 % festgestellt werden. Der Unterschied zwischen dem C_{org} -Vorrat der bewässerten und unbewässerten Variante betrug im Zeitraum 2009 bis 2013 etwa 14 %. Diese höheren C_{org} -Vorräte unter Bewässerung lassen sich primär durch die wesentlich höheren Kohlenstoffeinträge aus den Ernteresten erklären. Im Vergleich zu Stickstoffdüngungsstufe 1 wirkte sich die Verminderung der Stickstoffmenge in den Stickstoffdüngungsstufen 2 und 3 ab dem Jahr 1995 wesentlich schwächer auf die C_{org} -Vorräte aus.

Tabelle 7: Ergebnisse der Varianzanalyse für die Bodenkohlenstoffvorräte unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (F-Test und Tukey-Kramer Test ($\alpha=0,05$). Verschiedene Kleinbuchstaben in einer Zeile zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (verändert nach Trost et al. (2014a))

Zeitraum	Stickstoff- düngungsstufe 1		Stickstoff- düngungsstufe 2		Stickstoff- düngungsstufe 3		F-Wert Düngungsstufe x Bewässerung	F-Wert Düngungs- stufe	F-Wert Bewässerung
	un- bewässert	bewässert	un- bewässert	bewässert	un- bewässert	bewässert			
1970-1974	a	a	b	b	b	b	0,8783	<0,0001	0,2719
1975-1979	a	a	b	b	b	b	0,5924	0,0017	0,5888
1980-1984	a	a	b	b	b	b	0,8973	0,0087	0,3239
1985-1989	a	ab	bc	c	bc	c	0,2834	0,0037	0,2734
1990-1994	a	ab	bc	c	bc	c	0,5075	0,0037	0,1600
1995-1999	a	a	b	b	b	b	0,3931	<0,0001	0,1024
2000-2004	a	b	c	d	d	d	0,0380	<0,0001	0,0096
2005-2009	a	a	b	bc	bc	c	0,8998	<0,0001	0,1502
2009-2013	a	b	c	d	d	d	0,2122	<0,0001	0,0028

In der Stickstoffdüngungsstufe 2 sanken die C_{org} -Vorräte vom Zeitraum 1990 bis 1994 bis zum Zeitraum 2005 bis 2009 unter Bewässerung um 3,9 % und ohne Bewässerung um 3,1 %. In der unbewässerten Stickstoffdüngungsstufe 2 kam es auch zum Zeitraum 2009 bis 2013 zu einer weiteren leichten Verminderung der C_{org} -Vorräte um etwa 2 %. In der bewässerten Stickstoffdüngungsstufe 2 konnte hingegen eine Zunahme von etwa 6 % festgestellt werden. In der Stickstoffdüngungsstufe 3 war im genannten Zeitraum sowohl unter Bewässerung als auch ohne Bewässerung keine Verminderung der C_{org} -Vorräte zu verzeichnen. Ab dem Zeitraum 2005 bis 2009 konnte unter Bewässerung eine leichte Zunahme festgestellt werden. Diese verstärkte sich zusätzlich ab dem Zeitraum 2009-2013, in dem es im Vergleich zum vorherigen Zeitraum zu einem Anstieg der C_{org} -Vorräte um etwa 5 % kam. Ein signifikant höherer C_{org} -Gehalt unter Bewässerung konnte in den Stickstoffdüngungsstufen 1 und 2 in den Zeiträumen 2000 bis 2004 und 2009 bis 2013 nachgewiesen werden. Im dazwischen liegenden Zeitraum von 2005 bis 2009 war in keiner Variante ein statistisch nachweisbarer Unterschied feststellbar. Die Ursachen für die Unterschiede im Zeitraum 2000 bis 2004 waren nicht eindeutig zu bestimmen. Es gab keine wesentlichen Änderungen in der Flächenbewirtschaftung und auch keine Wetterextreme, die zu wesentlich geringeren Kohlenstoffeinträgen auf den unbewässerten Flächen geführt hätten. Der signifikante Unterschied im Zeitraum 2009 bis 2013 in der Stickstoffdüngungsstufe 1 könnte aus den deutlich höheren Kohlenstoffinputs aus den Ernteresten unter Bewässerung resultieren. In der Stickstoffdüngungsstufe 2 wurde zwar auch ein signifikant höherer Kohlenstoffeintrag aus den Ernteresten festgestellt, jedoch begründet dieser den höheren C_{org} -Vorrat in dieser Variante nur begrenzt, da der Unterschied in den Kohlenstoffeinträgen zur unbewässerten Variante geringer war als im Zeitraum 2005 bis 2009, wo aus den höheren Kohlenstoffinputs kein signifikanter Unterschied im C_{org} -Vorrat resultierte. Der ausbleibende Effekt der Bewässerung auf die C_{org} -Vorräte in der Stickstoffdüngungsstufe 1 ist hauptsächlich durch die geringen Effekte der Zusatzwasserapplikation auf die Biomassebildung und somit auf den Kohlenstoffeintrag aus den Ernteresten zu erklären. Aber auch vor 1995, wo in der Stickstoffdüngungsstufe 1 Stickstoff appliziert wurde, war hinsichtlich der C_{org} -Vorräte kein Bewässerungseffekt nachweisbar. Unter diesen Bedingungen kann es durch einen verstärkten mikrobiellen Abbau, der durch die erhöhte Bodenfeuchte und das veränderte C/N-Verhältnis gefördert worden sein kann, zu einer Aufhebung des Effekts des zusätzlichen Kohlenstoffeintrags gekommen sein.

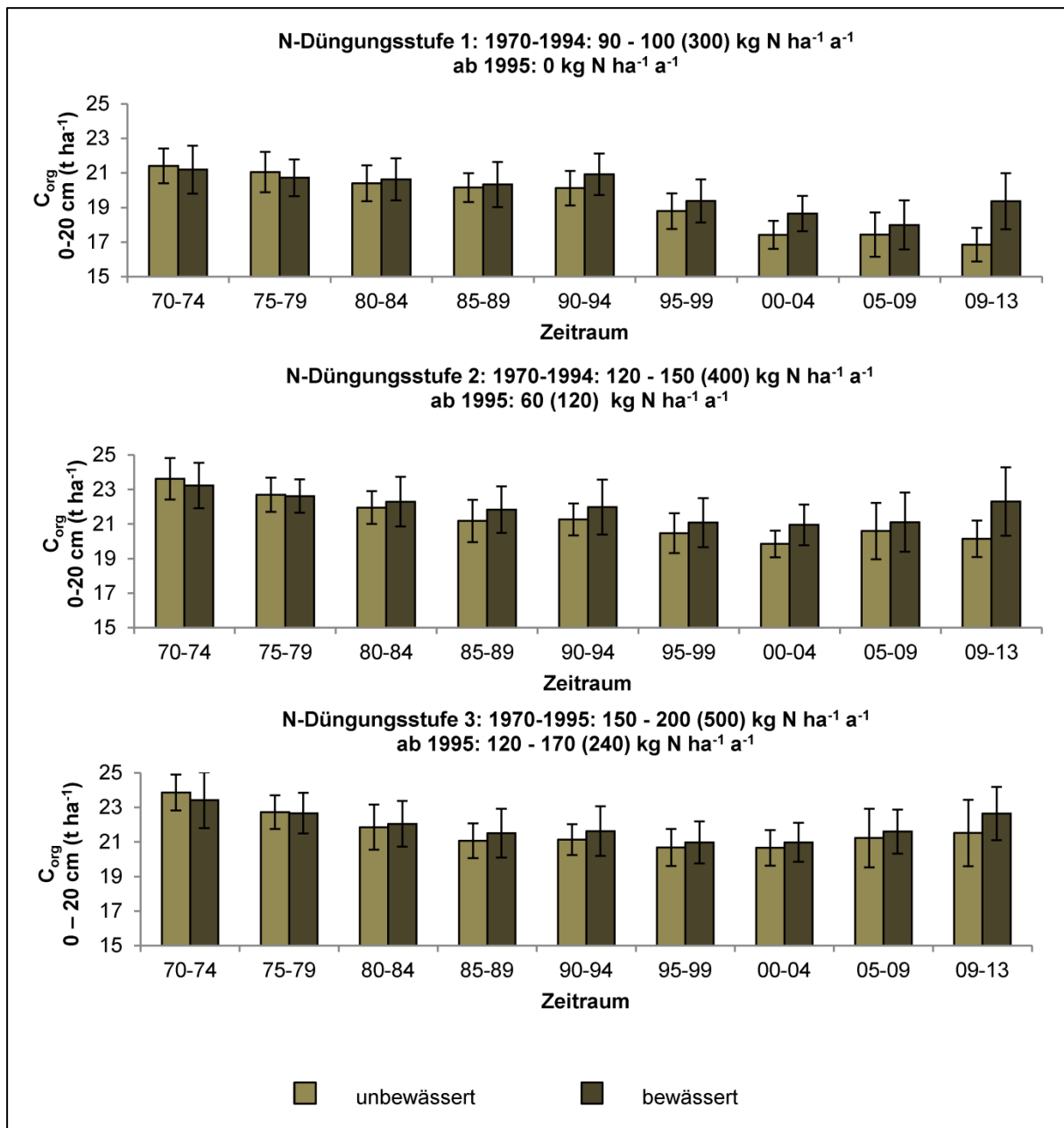


Abbildung 7: Mittlere C_{org} -Vorräte mit Standardabweichung unter unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung (verändert nach Trost et al. (2014a))

Liu et al. (2006) zeigten in ihren Untersuchungen nach der Applikation von Wasser und Stickstoff, dass es zu einem verstärkten mikrobiellen Abbau von organischem Material kommt. Der Abbau von organischem Material mit einem kleineren C/N-Verhältnis wurde hierbei stark von der Feuchte beeinflusst, während der Abbau von organischem Material mit einem hohen C/N-Verhältnis sich primär nach der Applikation von Stickstoff erhöhte.

Bei der Begründung des begrenzten Effekts der Bewässerung auf die C_{org} -Vorräte sind auch die geringen Tongehalte von 2,7 % auf dem Untersuchungsstandort zu berücksichtigen. Ton und Schluff sind essenziell für die Aggregatbildung und abbaustabile Einbindung von

organischen Kohlenstoff in die Bodenaggregate. Der geringe Anteil an inertem C_{org} auf dem Standort Thyrow ist durch den geringen Tongehalt bedingt (Schulz, 2000). Der größte Anteil an C_{org} liegt somit in einer leichter abbaubaren Form vor. Ein anderer wichtiger Faktor für die mikrobielle Aktivität ist die Bodentemperatur. Bewässerung fand in Thyrow hauptsächlich in den Monaten April bis September statt. In dieser Zeit sind Bodentemperaturen um 20 °C am Tage häufig möglich. Bodentemperaturen zwischen 20 °C und 25 °C gelten als Optimaltemperaturen für eine hohe mikrobielle Aktivität (Thierron & Laudelout, 1996). Ein weiterer Grund für das teilweise Ausbleiben eines Effekts der Bewässerung auf die C_{org} -Vorräte könnte auch in der Intensität der Bodenbearbeitung zu sehen sein. Somit kann die jährliche Bodenbearbeitung durch Pflug oder Kartoffelhäufel den mikrobiellen Abbau von C_{org} noch zusätzlich gefördert haben.

Dass Bewässerung keine oder nur geringe Effekte auf den C_{org} -Vorrat haben kann, deckt sich mit den in Tabelle 1 beschriebenen Versuchen von Bordovsky et al. (1999), De Bona et al. (2008), Dersch & Böhm (2001) und Presley et al. (2004).

3.5 Schlussfolgerungen

Bewässerung führt in Kombination mit adäquater Stickstoffdüngung auf einem Sandboden in einer trockenen Region Deutschlands im Normalfall zu einer Erhöhung der Ernteerträge und Erntereste. Die Stickstoffdüngung hat infolge ihrer ertrags- und ernterückstandssteigernden Wirkung in den meisten Fällen einen positiven Effekt auf die C_{org} -Vorräte. Die Wirkung der Bewässerung auf die C_{org} -Gehalte ist in den meisten Fällen gering, zeigt aber positive Tendenzen. Die wesentlichen Gründe für den geringen Effekt des durch Bewässerung verursachten zusätzlichen Kohlenstoffeintrags aus Ernteresten in den Boden auf die C_{org} -Gehalte sind möglicherweise im verstärkten mikrobiellen Abbau zu sehen. Dieser kann durch die erhöhte Bodenfeuchte in Kombination mit erhöhten Bodentemperaturen in den Sommermonaten und der jährlichen intensiven Bodenbearbeitung gefördert werden. Auch der geringe Tonanteil im Boden und das daraus resultierende geringe Potenzial für den stabilen Einbau von C_{org} in Bodenaggregate können dazu beigetragen haben, dass sich die erhöhten Kohlenstoffeinträge nur geringfügig auf die C_{org} -Gehalte auswirken.

4 N₂O-Emissionen unter Bewässerung

4.1 Stand des Wissens

Es gibt es nur eine begrenzte Zahl an Untersuchungen, in denen ein direkter Vergleich der N₂O-Emissionen zwischen bewässerten und unbewässerten Standorten über einen längeren Zeitraum durchgeführt wurde (Trost *et al.*, 2013). Tabelle 8 gibt einen Überblick über 8 Feldversuche in verschiedenen Regionen der Welt. In den meisten Fällen führte Bewässerung zu einem Anstieg der N₂O-Emissionen. Untersuchungen von Simojoki & Jaakkola (2000) in Finnland zeigten, dass Bewässerung sowohl mit als auch ohne Stickstoffdüngung zu leicht höheren N₂O-Emissionen führte. Diese Untersuchung zeigte auch, dass die Vegetation auf dem Standort die Verfügbarkeit von reaktiven Stickstoffverbindungen beeinflusst und somit auch einen essenziellen Einfluss auf die Höhe der N₂O-Emissionen hat. So waren die Emissionen aus Böden unter Vegetation deutlich geringer als aus Böden ohne Vegetation. Liu *et al.* (2011), die die Höhe der N₂O-Emissionen von bewässerten Mais- und Weizenfeldern mit und ohne Stickstoffdüngung in China untersuchten, wiesen eine deutliche Abhängigkeit des Bewässerungseffekts von der Stickstoffdüngung nach. Livesley *et al.* (2010), die die Effekte von Düngung, Bewässerung und Mulchen auf die N₂O-Emissionen von urbanen Rasenflächen in Australien untersuchten, stellten einen kontinuierlichen Anstieg der N₂O-Emissionen unter wöchentlicher Bewässerung fest. Stickstoffdüngung führte auch in dieser Untersuchung zum Anstieg der N₂O-Emissionen. Im Vergleich zur Bewässerung verursachte die Stickstoffdüngung aber nur kurzzeitige Anstiege. Die Autoren schlossen daraus, dass eine regelmäßige Bewässerung zu höheren kumulativen N₂O-Emissionen führt als eine einmalige Stickstoffdüngung. Horvath *et al.* (2010) wiesen in Ungarn in zwei von drei Jahren auf einen Grünlandstandort höhere N₂O-Emissionen unter Bewässerung nach als unter nichtbewässerten Bedingungen. Dabei zeigte sich eine deutliche Abhängigkeit von den Niederschlägen und daraus resultierend vom Bewässerungsbedarf. Nur in den Jahren, wo aufgrund geringer Niederschläge Bewässerungsbedarf bestand und es zwischen den bewässerten und unbewässerten Varianten deutliche Unterschiede im wassergefüllten Porenraum gab, wurden in den bewässerten Varianten auch deutlich höhere N₂O-Emissionen nachgewiesen. Scheer *et al.* (2008) untersuchten den Effekt von Bewässerung auf die N₂O-Emissionen in Baumwollfeldern Usbekistans. Diese Ergebnisse zeigten ebenfalls, dass Bewässerung einen Einfluss auf die Höhe der N₂O-Emissionen hat. So führte die Reduzierung der applizierten Menge Bewässerungswasser durch eine Verringerung der Bewässerungsfrequenz zu einer Verminderung der N₂O-Emissionen.

Tabelle 8: Überblick über weltweit durchgeführte Untersuchungen zum Einfluss von Bewässerung auf die Höhe von N₂O-Emissionen (verändert nach Trost et al.(2013))

Quelle	Standort	jährlicher Niederschlag Jahresmitteltemperatur	Boden	Kulturen	Düngung	Bewässerung	N ₂ O Emissionen
Simojoki and Jaakkola (2000)	Finnland Jokioinen	k.A.	lehmiger Ton pH-Wert: 5,8 Stickstoff- gehalt: 0,2 %	Brache	0 kg N ha ⁻¹	bewässert	2030 g N ₂ O-N ha ⁻¹
						unbewässert	1680 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					103 kg N ha ⁻¹	bewässert:	3540 g N ₂ O-N ha ⁻¹
				Gerste Untersaat Gras		unbewässert	2030 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					0 kg N ha ⁻¹	bewässert	850 g N ₂ O-N ha ⁻¹
						unbewässert	120 g N ₂ O-N ha ⁻¹
Liu et al. (2011)	China Shanxi Provinz	562 mm 14,8 °C	lehmiger Ton pH-Wert: 8,7 Stickstoff- gehalt: 0,1 %	Weizen, Mais	103 kg N ha ⁻¹	bewässert	1150 g N ₂ O-N ha ⁻¹
						unbewässert	570 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					Weizen: 0 kg N ha ⁻¹ Mais: 0 kg N ha ⁻¹	bewässert	20,3 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹
					Weizen: 220 kg N ha ⁻¹ Mais: 210 kg N ha ⁻¹	bewässert	78,5 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹
Livesley et al. (2010)	Australien Melbourne	681 mm k.A.	urban soil pH-Wert: 6,0 – 6,2	Gras	0 kg N ha ⁻¹	bewässert	27 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹
					0 kg N ha ⁻¹	unbewässert	18 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹
					48 kg N ha ⁻¹	bewässert	26 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹
					48 kg N ha ⁻¹	unbewässert	15 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹
Horváth et al. (2010)	Ungarn Gödöllő	582 mm 10,1 °C	sandiger Löss Stickstoff- gehalt: 0,2 %	Gras	0 kg N ha ⁻¹	2002 bewässert	1260 g N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹
						2003 bewässert	1560 g N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹
						2004 bewässert	780 g N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹
						2002 unbewässert	940 g N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹
						2003 unbewässert	920 g N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹
						2004 unbewässert	750 g N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹

Fortsetzung Tabelle 8

Quelle	Standort	jährlicher Niederschlag Jahresmitteltemperatur	Boden	Kulturen	Düngung	Bewässerung	N ₂ O Emissionen
Scheer et al. (2008)	Uzbekistan	<100 mm 13,6 °C	schluffiger Lehm	Baumwolle	250 kg N ha ⁻¹	bewässert (appliziertes Wasser: 463 mm)	102 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹
					250 kg N ha ⁻¹	bewässert (appliziertes Wasser: 373 mm)	55 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹
Rochette et al. (2010)	Kanada	2004: 517 mm 2005: 897 mm k.A.	limnic Haplohemist, organischer Boden	Möhre, Zwiebel, Sellerie, Salat	0 kg N ha ⁻¹	2004: bewässert	9000 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					0 kg N ha ⁻¹	2004: unbewässert	9800 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					0 kg N ha ⁻¹	2005: bewässert	26700 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					0 kg N ha ⁻¹	2005: unbewässert	23300 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					50 kg N ha ⁻¹	2004 bewässert	10200 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					50 kg N ha ⁻¹	2004: un bewässert	11800 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					50 kg N ha ⁻¹	2005: bewässert	32200 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					50 kg N ha ⁻¹	2005: unbewässert	40200 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					100 kg N ha ⁻¹	2004 bewässert	7900 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					100 kg N ha ⁻¹	2004: unbewässert	5000 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					100 kg N ha ⁻¹	2005: bewässert	31300 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					100 kg N ha ⁻¹	2005: unbewässert	13000 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					150 kg N ha ⁻¹	2004 bewässert	7500 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					150 kg N ha ⁻¹	2004: un bewässert	3600 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					150 kg N ha ⁻¹	2005: bewässert	22600 g N ₂ O-N ha ⁻¹
					150 kg N ha ⁻¹	2005: unbewässert	14600 g N ₂ O-N ha ⁻¹

Fortsetzung Tabelle 8

Quelle	Standort	jährlicher Niederschlag Jahresmitteltemperatur	Boden	Kulturen	Düngung	Bewässerung	N ₂ O Emissionen
Liu et al. (2008)	Mongolei	335 mm 0,7 °C	clacic chernozem pH Wert: 6,7 Stickstoff- gehalt: 0,2 % - 0,3 %	Grünland	k.A.	2004: unbewässert 2005: bewässert 2005: unbewässert	1,2 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹ 0,9 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹ 0,7 µg N ₂ O-N m ⁻² h ⁻¹
Wulf et al. (1999)	Kenya Turkana Region	302 mm 30 °C	sandiger Lehm pH-Wert: 8,6 Stickstoff- gehalt: 0,04 %	Savanne für die unbewässerte Variante <i>Acacia saligna</i> für die bewässerte Variante	k.A.	für einen Monat: unbewässert bewässert	64 g N ₂ O-N ha ⁻¹ 54 g N ₂ O-N ha ⁻¹

a: Jahr; h: Stunde, k.A.: keine Angabe,

Rochette et al. (2010) untersuchten in einer Zweijahresstudie die Effekte von Bewässerung und Stickstoffdüngung auf die Höhe der N₂O-Emissionen eines trockengelegten organischen Bodens. Auch hier wurden bei höherer Niederschlags- und Bewässerungsintensität steigende N₂O-Emissionen nachgewiesen. Bewässerung führte primär in den mit Stickstoff versorgten Varianten zu höheren N₂O-Emissionen.

Es existieren jedoch auch Untersuchungen, in denen keine Erhöhung der N₂O-Emissionen durch Bewässerung nachweisbar war. So wurden in Untersuchungen von Liu et al. (2008) auf Grünland in der Mongolei, unter Bewässerung keine signifikant höheren N₂O-Emissionen festgestellt als unter unbewässerten Bedingungen. Die Autoren begründeten dies mit den geringen Mengen an verfügbaren reaktiven Stickstoffverbindungen im Boden. Auch Wulf et al. (1999) wiesen bei ihren Untersuchungen in Kenia keine Unterschiede in der Höhe der N₂O-Emissionen zwischen bewässerten und nicht bewässerten Flächen nach. Hier kam es zwar in Folge von Bewässerung und Niederschlagsereignissen auch zu Anstiegen der N₂O-Emissionen. In der bewässerten Variante fielen diese aber etwas geringer aus als in der unberegneten Variante. Dies resultierte aus der geringeren Verfügbarkeit von Nitrat. In den unbewässerten Varianten war in den Trockenphasen die mikrobielle Aktivität und damit auch die Mineralisation, Nitrifikation und Denitrifikation eingeschränkt. Nach eintretenden Niederschlägen kam es zur rapiden Aktivierung des Bodenlebens und damit auch zu einer starken Frei- und Umsetzung von reaktiven Stickstoffverbindungen. Unter Bewässerung existierten konstante Lebensbedingungen, welche eine gleichmäßige Umsetzung und kontinuierliche Bindung von reaktiven Stickstoffverbindungen in der mikrobiellen Biomasse begünstigten.

4.1.1 Einfluss von Bodenwassergehalt und Bodendurchlüftung auf die N₂O-Emissionen

N₂O entsteht als ein Zwischenprodukt bei Denitrifikations- und Nitrifikationsprozessen. Beide Prozesse zeigen eine starke Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt und von der Bodendurchlüftung. So führen geringe Sauerstoffkonzentrationen beziehungsweise anaerobe Bedingungen im Boden, welche durch eine hohe Wassersättigung hervorgerufen werden können, zu einer Zunahme von Denitrifikationsprozessen (Beare *et al.*, 2009). Bei einer vollständigen Sättigung des Porenraumes wird das bei Denitrifikationsprozessen gebildete N₂O zum größten Teil zu N₂ weiterreduziert (Huang *et al.*, 2007). Zu erhöhten N₂O-Freisetzungen kommt es in den meisten Fällen ab einem wassergefüllten Porenraum von etwa 70 % (Amha & Bohne, 2011, Ruser *et al.*, 2006). Nitrifikation ist die Hauptquelle für N₂O-Emissionen unter aeroben Bedingungen. Ein wassergefüllter Porenraum von 30 % bis 60 % führt zu optimalen Feuchtebedingungen für aerobe Mikroorganismen und unterstützt somit auch die Bildung von N₂O über Nitrifikation (Horvath *et al.*, 2010, Kavdir *et al.*, 2008).

In Bezug auf die Bodendurchlüftung kann neben der Bewässerung auch die Bodenbearbeitung einen Einfluss auf die N_2O bildenden Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation haben. Es existieren einige Untersuchungen zum Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Höhe der N_2O -Emissionen, die zeigten, dass reduzierte Bearbeitungsverfahren zu höheren N_2O -Emissionen führen können (Abdalla *et al.*, 2010, Ball *et al.*, 2008, Rochette *et al.*, 2008, Smith *et al.*, 2000). Gründe hierfür wurden in der verminderten Auflockerung und dem damit verbundenen verminderten Gasaustausch gesehen, der zu einer Steigerung von Denitrifikationsprozessen führte (Abdalla *et al.*, 2010, Ball *et al.*, 2008, Rochette *et al.*, 2008). Zudem kann bei reduzierter Bodenbearbeitung die erhöhte Akkumulation von organischem Material in den oberen Bodenschichten zu einer gesteigerten mikrobiellen Aktivität führen. Diese kann durch die erhöhte Atmungsaktivität, besonders auf Böden mit einem hohen Anteil von Mikroporen partiell zu geringen Bodensauerstoffgehalten führen und somit die Bedingungen für Denitrifikationsprozesse optimieren (Abdalla *et al.*, 2010). Es gibt allerdings auch Untersuchungen, in denen bei Vergleichen hinsichtlich der Wirkung verschiedener Bodenbearbeitungssysteme die höchsten N_2O -Emissionen unter konventioneller Bodenbearbeitung festgestellt wurden (Chatskikh & Olesen, 2007, Gregorich *et al.*, 2008, Mutege *et al.*, 2010). Der Grund für höhere N_2O -Emissionen unter konventioneller Bodenbearbeitung ist in der verbesserten Bodendurchlüftung zu sehen. Diese führt zu einer Erhöhung der Aktivität von aeroben Mikroorganismen wie zum Beispiel der Nitrifikanten. Gleichzeitig kann über die erhöhte Mineralisierung von Stickstoff im Boden auch das Potenzial für die N_2O -Bildung erhöht werden (Elmi *et al.*, 2003, Gregorich *et al.*, 2008).

4.1.2 N_2O unter Bewässerung in Verbindung mit Stickstoffdüngung

In den sechs vorgestellten Untersuchungen, in denen die Bewässerung zu höheren N_2O -Emissionen führte, war die Stickstoffdüngung eine wesentliche Voraussetzung (Abbildung 8). So erhöhten sich auf ausreichend mit Stickstoff versorgten Böden die N_2O -Emissionen durch Bewässerung im Mittel um 87 %. Auf Böden ohne beziehungsweise mit geringer Stickstoffdüngung führte Bewässerung nur zu einem Anstieg der N_2O -Emissionen um etwa 7 %. Es existieren aber auch Ergebnisse, wonach auf schwach gedüngten Standorten durch Bewässerung starke Anstiege der N_2O -Emissionen möglich sind.

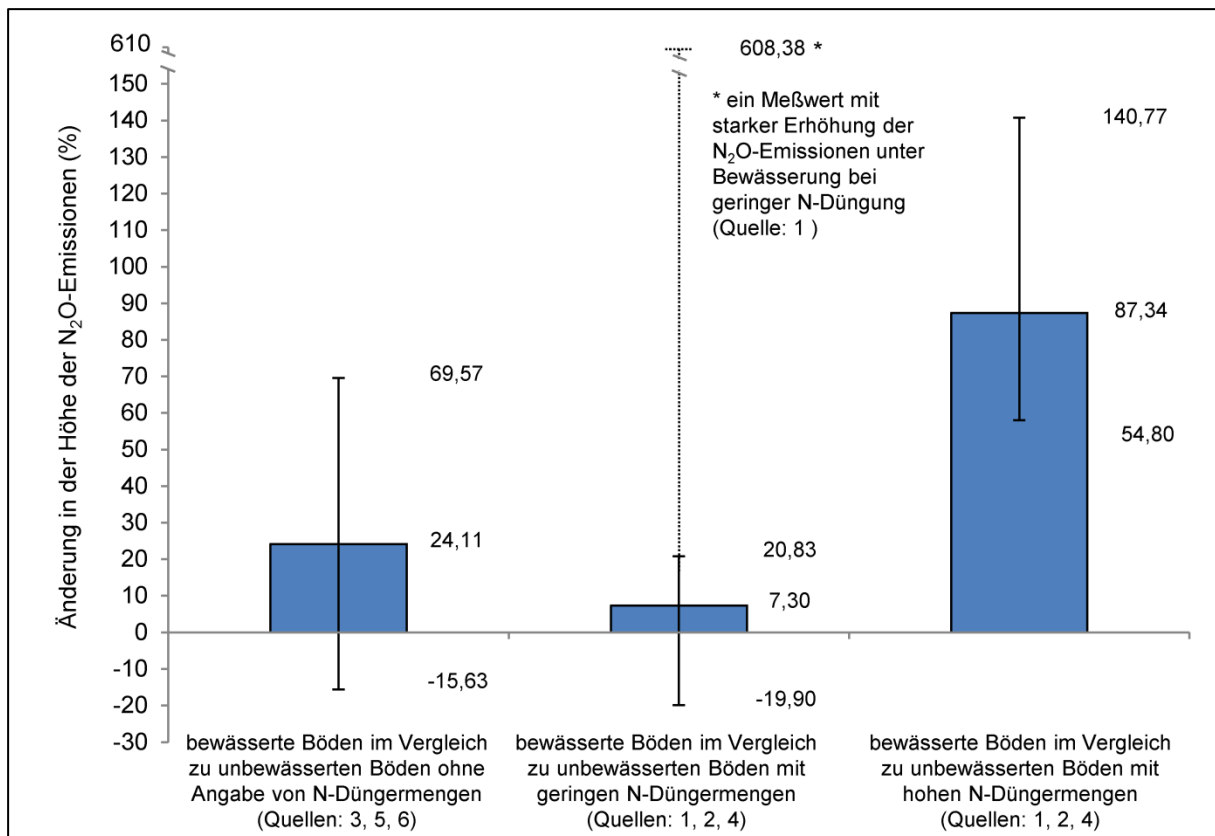


Abbildung 8: Änderungen (Mittelwert, Minimum, Maximum) in der Höhe der N₂O-Emissionen durch Bewässerung basierend auf 6 Untersuchungen (verändert nach Trost et al. (2013)). 1=Simojoki & Jaakkola (2000), 2=Livesley et al. (2010), 3=Horvath et al. (2010), 4=Rochette et al. (2010), 5=Liu et al. (2008), 6=Wulf et al. (1999)

Nach Robertson et al. (2000) sind hohe Konzentrationen von reaktiven Stickstoffverbindungen im Boden eine Grundvoraussetzung für das Auftreten hoher N₂O-Emissionen. Zahlreiche Untersuchungen können deutliche Anstiege von N₂O-Emissionen im Zusammenhang mit Stickstoffdüngung bestätigen (Clayton *et al.*, 1997, Hao *et al.*, 2001, Lin *et al.*, 2011, Liu & Greaver, 2009, Yao *et al.*, 2010). Eine Erhöhung des wassergefüllten Porenraums kann das Potenzial zur Bildung und Freisetzung von N₂O, welches in Böden mit einer hohen Verfügbarkeit an reaktiven Stickstoffverbindungen vorliegt, zusätzlich steigern (Abbasi & Adams, 2000). Dies wurde in Untersuchungen nachgewiesen, in denen es nach der Applikation von Stickstoffdünger durch stärkere Niederschläge und Bewässerungen zu signifikanten Anstiegen der N₂O-Emissionen kam (Dobbie & Smith, 2003, Hutchinson & Mosier, 1979, Liu *et al.*, 2010, Scheer *et al.*, 2008). Bewässerte Flächen sind in den meisten Fällen intensiv bewirtschaftet und werden somit über die Applikation von mineralischen und organischen Düngern ausreichend mit Stickstoff versorgt, womit sie über ein hohes Potenzial zur N₂O-Bildung verfügen (Ellert & Janzen, 2008).

4.1.3 Einfluss des Bewässerungsverfahrens auf die Höhe von N₂O-Emissionen

Bewässerungssysteme können sich in der Menge an appliziertem Wasser, der Geschwindigkeit der Wasserapplikation und der Verteilung des Wassers auf der Fläche stark unterscheiden (Hanson *et al.*, 1997). Ebenso so unterschiedlich kann auch der Einfluss auf die Höhe der N₂O-Emissionen sein. So kann sich die Intensität der Bewässerung wesentlich auf die physikalischen Eigenschaften des Bodens auswirken. Nelson & Terry (1996) stellten bei ihrem Vergleich der N₂O-Emissionen unter Beregnung und Furchenbewässerung fest, dass es unter Furchenbewässerung zu höheren N₂O-Emissionen kommen kann. Die Furchenbewässerung führte durch die Zerstörung von Bodenaggregaten und die intensive Verlagerung von feinen Bodenpartikeln zu Verkrustungen und zur Erhöhung der Lagerungsdichte. Aus der daraus verminderten Bodendurchlüftung resultierte eine Förderung von Denitrifikationsprozessen. Auch die Wasserverteilung auf der Fläche kann eine entscheidende Einflussgröße auf die Höhe der N₂O-Emissionen von bewässerten Flächen sein. So zeigten Sanchez-Martin *et al.* (2010) und Kallenbach *et al.* (2010), dass die N₂O-Emissionen unter Tropfbewässerung im Vergleich zur Furchenbewässerung geringer sind. Dies resultierte aus dem geringer durchfeuchteten Bodenvolumen unter Tropfbewässerung. Bei dieser Bewässerungsform kommt es im Vergleich zu flächendeckenden Bewässerungsformen nur auf einem kleineren Teil der Fläche zu einer Erhöhung des wassergefüllten Porenraums und damit zu einem niedrigeren Potenzial zur N₂O-Bildung. In vielen Fällen wird Tropfbewässerung mit der Applikation von Nährstoffen verbunden. Diese Methode wird als Fertigation bezeichnet. Fertigation ist ein hocheffizientes Verfahren bezüglich der Wassernutzung und Düngerapplikation (Kennedy *et al.*, 2013). Durch die Kombination von regelmäßiger Wasserapplikation mit Stickstoffdüngung ist jedoch eine Erhöhung der N₂O-Produktion möglich (Eberhard, 2000). Besonders in feuchten Jahren, wenn Fertigation nur zur Applikation von Nährstoffen genutzt wird und kein Zusatzwasserbedarf besteht, kann es durch dieses kombinierte Verfahren von Bewässerung und Düngung zu deutlich höheren N₂O-Emissionen kommen (Trost *et al.*, 2014b).

4.2 Zielstellung

Die Untersuchungen sollen dazu beitragen, den Wissensstand über die Wirkung der Bewässerung auf die N₂O-Emissionen zu erweitern, da speziell für Sandstandorte unter den klimatischen Gegebenheiten Mitteleuropas bisher keine Ergebnisse vorliegen. Zum einen soll hierbei das Potenzial eines solchen Standorts für N₂O-Emissionen ermittelt werden, um einen standortspezifischen N₂O-Emissionsfaktor abzuleiten. Zum zweiten soll ein Vergleich bezüglich der Höhe der N₂O-Emissionen zwischen einem bewässerten und einem nicht bewässerten Anbausystem erfolgen.

4.3 Material und Methoden

4.3.1 Versuchsstandort

Die N_2O -Messungen wurden auf den Parzellen des statischen Düngungs- und Beregnungsversuchs der Lehr- und Versuchsstation der Humboldt-Universität zu Berlin in Thyrow durchgeführt (Standortbeschreibung siehe Kapitel 1.3.1). Die Wetterdaten in den Untersuchungsperioden 2011/ 2012 und 2012/2013 sind in Abbildung 9 dargestellt.

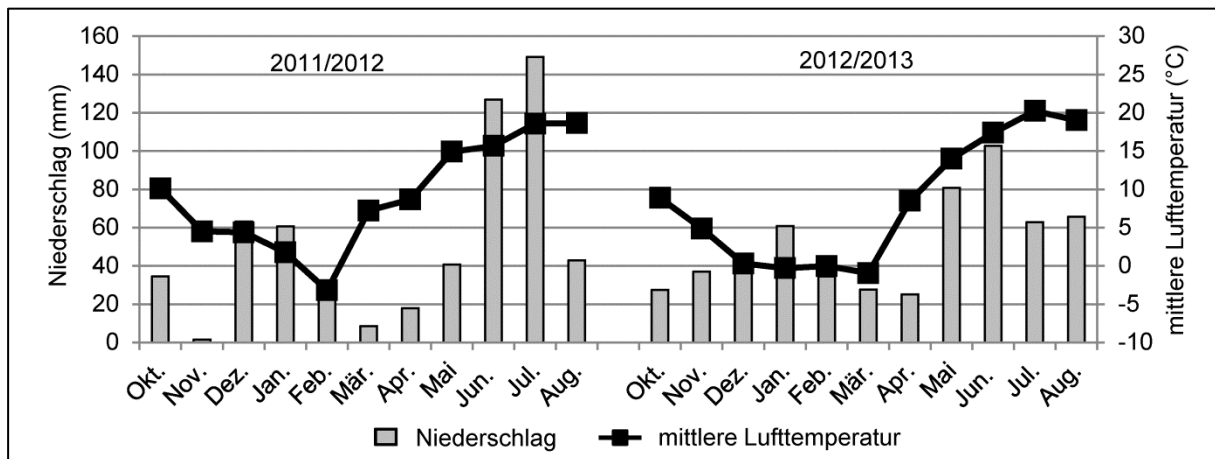


Abbildung 9: Monatsniederschläge und Monatsmitteltemperaturen in den Untersuchungsperioden 2011/2012 und 2012/2013 (verändert nach Trost et al. (2014c))

Die N_2O -Flußmessungen wurden in Winterweizen durchgeführt. Daten zu den wesentlichen agrotechnischen Aktivitäten sind in der Tabelle 9 ersichtlich.

Die Gasprobennahme erfolgte in den Zeiträumen vom 11.10.2011 bis 03.07.2012 und vom 30.10.2012 bis 06.08.2013. Aufgrund technischer Probleme am Messsystem konnten am 10.07.2012, 17.07.2012 und 24.07.2012 keine N_2O -Messungen durchgeführt werden.

Tabelle 9: Agrotechnische Maßnahmen in der Kultur Winterweizen in den Anbauzeiträumen 2011/2012 und 2012/2013 (verändert nach Trost et al. (2014c))

Datum	Maßnahme	Düngermenge/Beregnungshöhe
Zeitraum 2011/2012		
29.09.2012	Aussaat	
06.03.2012	Stickstoffdüngung (KAS)	120 kg N (60 kg NH ₄ -N, 60 kg NO ₃ -N)
16.05.2012	Bewässerung	10,7 mm
21.05.2012	Bewässerung	10,0 mm
22.05.2012	Bewässerung	10,2 mm
30.05.2012	Bewässerung	10,0 mm
24.07.2012	Ernte	
Zeitraum 2012/2013		
04.10.2013	Aussaat	
08.04.2013	Stickstoffdüngung (KAS)	120 kg N (60 kg NH ₄ -N, 60 kg NO ₃ -N)
24.05.2013	Bewässerung	24,5 mm
18.06.2013	Bewässerung	28,6 mm
26.07.2013	Ernte	

Die Gasproben wurden einmal wöchentlich in der Zeit von 10:00 bis 13:00 unter Verwendung der „closed chamber“ Methode genommen. Zu diesem Zweck wurden etwa zwei Wochen nach der Aussaat Rahmen aus Polyvinylchlorid (PVC) in der Stickstoffdüngungsstufe 1 (0 kg N ha⁻¹) und der Stickstoffdüngungsstufe 3 (120 kg N ha⁻¹) jeweils in der berechneten und unberechneten Variante installiert (Abbildung 10).



Abbildung 10: Installierter Bodenrahmen

Dabei wurden die Rahmen etwa 10 cm tief in den Boden eingelassen, ohne dass es zu einer Beeinflussung die Bodenoberfläche innerhalb des Rahmens kam. Je Variante gab es vier Wiederholungen. Aus Gründen der technischen Durchführbarkeit von

Bewirtschaftungsmaßnahmen wurden die Bodenrahmen nebeneinander installiert (Abbildung 11). Der Abstand zwischen den Hauben betrug etwa 30 cm.

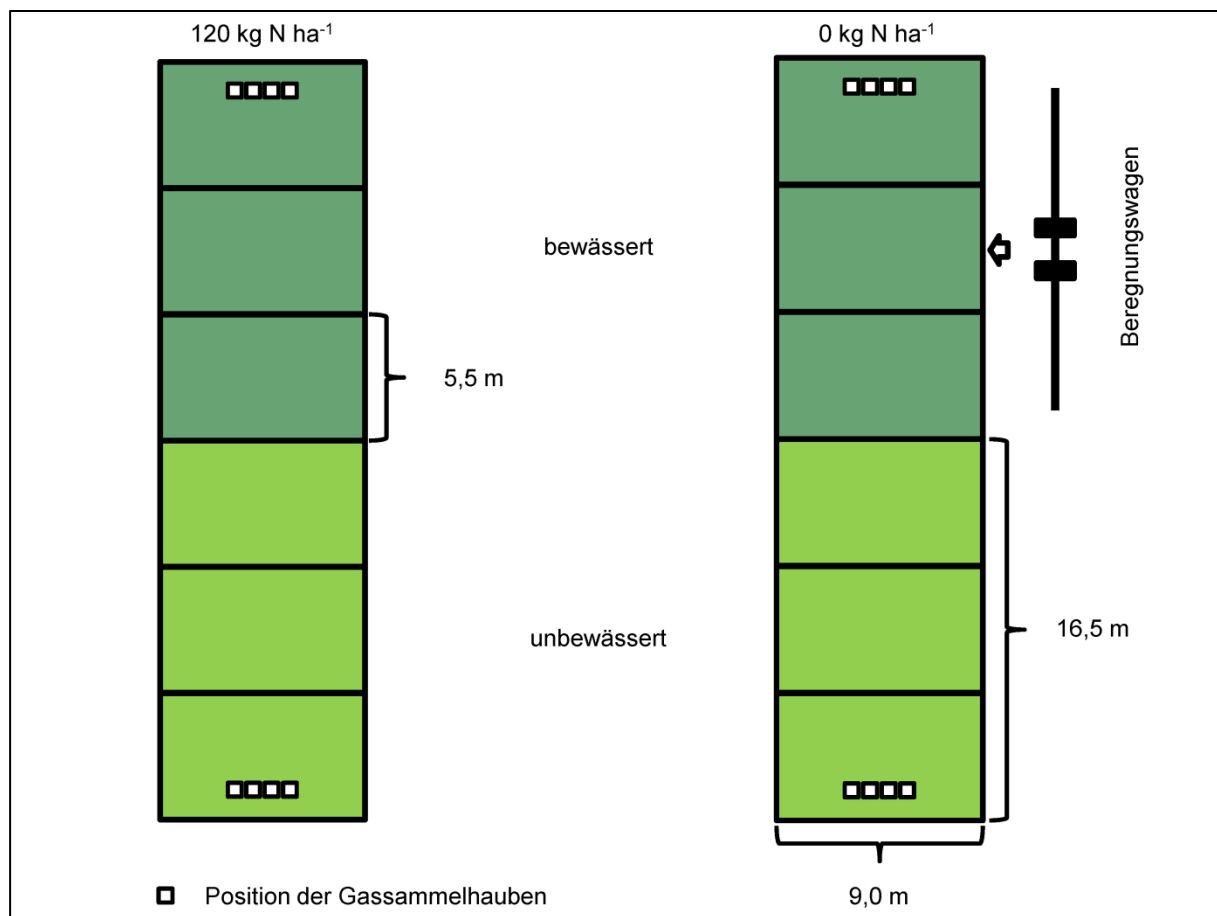


Abbildung 11: Position der Gassammelhauben auf der Versuchsfläche

Zur Gasprobennahme wurden weiße, undurchsichtige Hauben mit den Abmaßen von 78 cm X 78 cm X 52 cm auf den Rahmen platziert. Ab einer Pflanzenhöhe von etwa 50 cm wurde eine Verlängerung mit den gleichen Abmaßen verwendet. Durch die in die Haube und die Verlängerung integrierten Dichtungsgummis wurde zwischen Bodenrahmen und Haube beziehungsweise zwischen Verlängerung und Haube eine luftdichte Verbindung geschaffen. Zeitgleich mit dem Aufsetzen der Gassammelhaube auf dem Bodenrahmen erfolgte der Anschluss von vier evakuierten Gasprobenflaschen mit einer Kapazität von 100 cm^3 an die Gassammelhaube (Abbildung 12). Durch das Öffnen der evakuierten Flaschen wurde Luft aus der Haube in die Flaschen eingesaugt. Nach etwa fünf Sekunden wurde die Flasche wieder geschlossen. Die so ausgeführte Probenahme erfolgte 0, 20, 40 und 60 Minuten nach dem Aufsetzen der Haube auf dem Bodenrahmen.



Abbildung 12: Gassammelhauben mit Gasprobenflaschen und Gassammelhaube mit Verlängerung

Die Analyse der Gasproben fand im Labor des Leibniz-Instituts für Agrartechnik Potsdam-Bornim statt. Dafür wurde ein Gaschromatograph (Shimadzu GC 14) mit einem automatisierten Probenahmesystem verwendet. Der Gaschromatograph war mit einer Vorsäule (Länge: 1 m) und einer Hauptsäule (Länge: 3 m) ausgestattet, die beide mit dem Säulenfüllmaterial Poropak Q mesh 80 – 100 gepackt waren. Die Säulentemperatur betrug 60 °C. Für die Erfassung des N₂O wurde der im Gaschromatograph integrierte Elektroneneinfangdetektor (ECD) verwendet. Die Betriebstemperatur des Detektors betrug 280 °C. Als Transportgas wurde Stickstoff verwendet. Die spezifischen Konfigurationen des Gaschromatographen und des automatisierten Probenahmesystems sind in Lofffield et al. (1997) beschrieben.

Über die bei der Analyse gewonnenen Daten wurden die N₂O-Flussraten nach Flessa et al. (1998) berechnet. Diese ergaben sich aus der Änderung der N₂O-Konzentration in der Haube über den Messzeitraum von einer Stunde. Für die Berechnung wurde die folgende Formel verwendet.

$$\text{Gasfluss} = \frac{M \times P_{\text{Atm.}} \times V \times \Delta C_{\text{Gas}} \times f_1}{R \times T \times A \times t_{\text{akk.}}} \quad (1)$$

M = molare Masse des Moleküls N₂O (44,013 g mol⁻¹)

P_{Atm.} = Atmosphärischer Druck (101300,00 Pa)

V = Haubeninnenvolumen (Haube: 0,316 m³; Haube + Verlängerung 0,632 m³)

ΔC_{Gas} = Konzentrationsänderung des Gases (Ergebnisse der Gasprobenanalyse)

f₁ = Umrechnungsfaktor von N₂O zu N (0,6364)

R = Gaskonstante (8,3143 m³ Pa K⁻¹ mol⁻¹)

T = Lufttemperatur in K

A = Grundfläche der Haube (0,55 m²)

T_{akk.} = Akkumulationszeit (1 h)

Für die Berechnung der kumulativen N₂O-Emissionen wurden die Werte der täglichen N₂O-Flüsse (g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹) über den Untersuchungszeitraum addiert. Die Berechnung der zur Ermittlung der kumulativen N₂O-Emissionen notwendigen Tageswerte zwischen den Messzeitpunkten erfolgte durch lineare Interpolation. Die Werte der kumulativen N₂O-Emissionen für die ausgefallenen Messungen vom 10.07.2012, 17.07.2012 und 24.07.2012 wurden über die folgenden polynomischen Regressionsfunktionen ermittelt:

120 kg N unbewässert: $Y=0,00004x^4-0,0021x^3+0,1072x^2+8,5109x-0,5362$ $R^2=0,9969$

120 kg N bewässert: $Y=0,000141x^4+0,011827x^3-0,26336x^2+10,155x-6,7596$ $R^2=0,9981$

0 kg N unbewässert: $Y=0,045x^3-0,2183x^2+12,047x-15,14$ $R^2=0,9965$

0 kg N bewässert: $Y=0,0003x^3-0,0225x^2+0,5707x^2+2,1102x+9,944$ $R^2=0,9958$

X = Messung 1,2,3 ...n

Die Berechnung der N₂O-Emissionsfaktoren erfolgte auf Grundlage der kumulativen N₂O-Emissionen, der applizierten Menge an mineralischen Stickstoff und des Stickstoffs aus Ernteresten der Vorfrucht (Formel 2).

$$EF = \frac{N_2O-N_{kum}}{F_{SN}+N_{Ernteres}t+F_{SOM}} \quad (2)$$

EF = Emissionsfaktor

N₂O-N_{kum} = kumulative N₂O-Emissionen über den Anbauzeitrum (kg N₂O-N ha⁻¹)

F_{SN} = Stickstoffeintrag aus synthetischem Stickstoffdünger (kg N ha⁻¹)

F_{CR} = Stickstoffeintrag aus ober- und unterirdischen Ernteresten (kg N ha⁻¹)

F_{SOM} = Stickstoffmenge aus dem Abbau organischer Bodensubstanz (kg N ha⁻¹)

Da die ober- und unterirdischen Ernterückstandsmengen der Vorfrucht Kartoffel nicht direkt erfasst wurden, erfolgte eine Berechnung der oberiridischen Ernterückstände auf Basis des Verhältnisses von Haupternte- zu Nebenernteprodukt von 1:0,2 (DüV, 2012). Die unterirdischen Erntereste wurden über das in IPCC (2006) angegebene Verhältnis von ober- zu unterirdischen Ernterückständen (1:0,2) ermittelt. Als Stickstoffgehalt für die oberirdischen Erntereste wurde 1,9 % und für die unterirdischen Erntereste 1,4 % angenommen (IPCC, 2006). Die Stickstoffmenge, die beim Abbau organischer Bodensubstanz verfügbar wird, wurde über die Differenz der jährlich auf der Versuchsfläche ermittelten C_{org}-Gehalte berechnet. Dabei wurde die N-Menge über den Faktor 0,1 berechnet, der sich nach IPCC

(2006) aus dem C/N-Verhältnis der organischen Bodensubstanz ergibt. Die daraus ermittelten Stickstoffmengen sind in Tabelle 10 ersichtlich. Um speziell die Emissionsfaktoren für die mineralische Stickstoffdüngung zu erfassen, erfolgte zudem eine Berechnung mit Ausschluss von standortspezifischen Hintergrundemissionen. Dafür wurden die kumulativen N₂O-Emissionen der ungedüngten Varianten von denen der gedüngten Varianten abgezogen und die Differenz durch die applizierte Menge an mineralischem Stickstoff dividiert.

Tabelle 10: Stickstoffmengen und deren Quellen in den untersuchten Varianten in den Zeiträumen 2011/2012 und 2012/2013

Anbau- zeit- raum	Variante	Stickstoff aus oberirdischen Kartoffel- ernterückständen (kg N ha ⁻¹)	Stickstoff aus unter- irdischen Kartoffel- ernterückständen (kg N ha ⁻¹)	Stickstoff aus Gesamt- kartoffelernterück- ständen (kg N ha ⁻¹)	Stickstoff aus dem Abbau organischer Bodensubstanz (kg N ha ⁻¹)	Stickstoff aus mineralischer Stickstoffdüngung (kg N ha ⁻¹)	Gesamt zugeführter Stickstoff (kg N ha ⁻¹)
2011/ 2012	0 kg N, un- bewässert	9,19	1,99	11,18	78,49	0,00	89,67
	0 kg N, bewässert	6,73	1,45	8,19	67,47	0,00	75,65
	120 kg N, unbewässert	20,04	4,33	24,37	40,75	120,00	185,11
	120 kg N, bewässert	18,86	4,08	22,93		120,00	142,93
2012/ 2013	0 kg N, unbewässert	3,13	0,68	3,81		0,00	3,81
	0 kg N, bewässert	1,87	0,40	2,27		0,00	2,27
	120 kg N, unbewässert	17,70	3,83	21,53		120,00	141,53
	120 kg N bewässert	16,53	3,57	20,10		120,00	140,10

4.3.2 Bodenfeuchte, Bodentemperatur und Bodenproben

Zur Bestimmung des volumetrischen Bodenwassergehalts wurde ein TDR-Messgerät (FieldScout 300) genutzt. Die Messungen umfassten die Bodentiefe von 0 cm bis 12 cm. Die Bodenfeuchtemessungen fanden mit Ausnahme von Zeitpunkten, zu denen der Boden gefroren war, zeitgleich mit den Gasprobennahmen statt. Je Probenahmezeitpunkt und Variante erfolgte die Probenahme in direkter Nähe (maximale Entfernung 30 cm) zu den Gassammelhauben in zehnfacher Wiederholung. Über die Bodenfeuchtegehalte wurde der wassergefüllte Porenraum (WFPS) berechnet. Nach Linn & Doran (1984) wird der wassergefüllte Porenraum aus dem Volumetrischen Wassergehalt θ_V (%) und der totalen Porosität TP berechnet.

$$\text{WFPS} = \frac{100 \times \theta_V}{\text{TP}} \quad (3)$$

Die totale Porosität stellt das Verhältnis des Porenvolumens zum Gesamtvolumen dar. Dieses berechnete sich aus der Trockenrohddichte ρ_b ($1,67 \text{ g cm}^{-3}$) und der Reindichte ρ_p ($2,62 \text{ g cm}^{-3}$).

$$\text{TP} = 1 - \left(\frac{\rho_b}{\rho_p} \right) \quad (4)$$

Neben der Bodenfeuchte wurde auch in jeder Variante die Bodentemperatur erfasst. Dies geschah ebenfalls zum Zeitpunkt der Gasprobennahme. Die Bodentemperatur wurde mit Hilfe von Einstichthermometern (GEFU®) in einer Bodentiefe von 0 cm bis 5 cm in direkter Nähe (maximaler Abstand 10 cm) zu den Gassammelhauben erfasst (Abbildung 13). Je Variante wurde ein Thermometer verwendet. Um die Temperaturänderung über die einstündige Probenahmezeit zu berücksichtigen, wurden die Temperaturen alle 20 Minuten erfasst. Diese vier Werte wurden dann zu einem Mittelwert zusammengefasst.



Abbildung 13: Erfassung der Bodentemperatur durch Einstichthermometer

Um die Mengen an verfügbarem mineralischen Stickstoff (N_{\min}) wie Ammonium und Nitrat zu bestimmen, wurden Bodenproben genommen. Die Bodenprobennahme erfolgte ab dem 28.02.2012 und dem 30.10.2012 wöchentlich, zeitgleich zu den Gasprobennahmen. Ausnahmen bildeten Probennahmezeitpunkte, an denen der Boden gefroren war. Die Probennahme erfolgte für die Bodentiefe von 0 cm bis 20 cm in direkter Nähe zu den Gassammelhauben (maximale Entfernung 30 cm) mit Hilfe eines Bohrstockes.

Pro Probenahmetermin erfolgte in jeder Variante die Entnahme von zwei Bodenproben (links und rechts der Haubenreihe), welche zu einer Mischprobe zusammengefasst wurden. Vor der Analyse wurden die Proben gesiebt und organische Rückstände wie Pflanzen- und Wurzelreste entfernt. Zur Bestimmung der Trockenmasse wurden die Proben bei 105 °C über einen Zeitraum von 24 Stunden getrocknet und die Differenz zur vorher eingewogenen Feuchtmasse bestimmt. Die Analyse der Proben hinsichtlich des N_{\min} -Gehalts erfolgte über eine spektralphotometrische Messung nach Aufschluss in 0,01 molarer $CaCl_2$ -Lösung durch ein Spektralphotometer „Continuous Flow Analyzer“ (VDLUFA, 1991).

4.3.3 Erträge und ertragsbezogene N_2O -Emissionen

Die Weizenerträge wurden im Anbauzeitraum 2011/2012 am 24.07.2012 und im Anbauzeitraum 2012/2013 am 26.07.2013 bestimmt. Die Ernte erfolgte mit einem Parzellen-Mähdrescher. Pro Variante gab es drei Wiederholungen. Die Erntefläche je Wiederholung hatte eine Größe von 4 X 5 m. Zur Bestimmung der ertragsbezogenen N_2O -Emissionen wurden die kumulativen N_2O -Emissionen pro Hektar durch die Kornerträge pro Hektar geteilt. Da das Stroh auf der Fläche verblieb, wurde dieses nicht mit in die Berechnung der ertragsbezogenen N_2O -Emissionen einbezogen.

4.3.4 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte über das Statistikprogramm SAS 9.2 (Statistical Analysis System). Die beschreibende Statistik wurde über die Prozedur PROC MEANS berechnet. Die Varianzanalyse (ANOVA) der N₂O-Emissionen und der Erträge erfolgte über die Prozedur PROC MIXED. Für die ANOVA wurde ein gemischtes Modell nach Littell (2006) genutzt, welches die Problematik der Pseudowiederholungen berücksichtigte. Der Vergleich der kleinsten Quadrate Mittelwerte erfolgte mit dem Tukey-Kramer-Test bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha=0,05$. Um eine Varianzanalyse der Korn- und Stroherträge zu ermöglichen, wurde angenommen, dass die Daten auf einer vollständig randomisierten Anlage erfasst wurden. Hier wurde ebenfalls die Prozedur PROC MIXED und der Tukey-Kramer-Test verwendet.

4.4 Ergebnisse und Diskussion

4.4.1 Einfluss jahreszeitlicher Effekte auf die N₂O-Emissionen

Die mittleren N₂O-Flüsse lagen in beiden Anbauzeiträumen zwischen 0 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ und 26,1 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ (Abbildung 14) und somit im typischen Bereich für N₂O-Emissionen auf sandigen Böden. Andere Untersuchungen zu N₂O-Emissionen, die auf sandigen und lehmig-sandigen Böden durchgeführt wurden, zeigten Werte zwischen 0 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ und 20 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ (Ludwig *et al.*, 2011, Skiba & Ball, 2002) und 9 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ bis 39 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^2 \text{ h}^{-1}$ (Horvath *et al.*, 2010). In beiden Anbauzeiträumen wurden die niedrigsten N₂O-Emissionen entweder in den Wintermonaten bei gefrorenem Boden oder in sommerlichen Trockenperioden festgestellt. Ein Rückgang der N₂O-Emissionen bei gefrorenem, trockenen Boden wurde auch in Untersuchungen von Bouwman (1990) und Christensen & Tiedje (1990) festgestellt. Die geringen N₂O-Emissionen bei gefrorenem Boden wurden dort damit erklärt, dass die mikrobielle Aktivität im Boden aufgrund der niedrigen Temperaturen und der geringen Mengen an verfügbarem flüssigem Wasser eingeschränkt war. Im Anbauzeitraum 2011/2012 kam es Ende Februar mit steigenden Temperaturen und darauffolgendem Wechsel von Auftauen und Gefrieren des Bodens zu leichten Anstiegen der N₂O-Emissionen. Hierbei taute die Bodenoberfläche schneller als der Unterboden. Die Versickerung des getauten Wassers war somit verlangsamt. Dies führte zu einer Erhöhung des wassergefüllten Porenraums. Dass es in Folge von Frost-Tau-Zyklen zur Erhöhung des wassergefüllten Porenraums und daraus resultierend zu Anstiegen der N₂O-Emissionen kommt, wurde in zahlreichen Untersuchungen bestätigt (Chen *et al.*, 1995, Wagner-Riddle and Thurtell, 1998, Risk *et al.*, 2013).

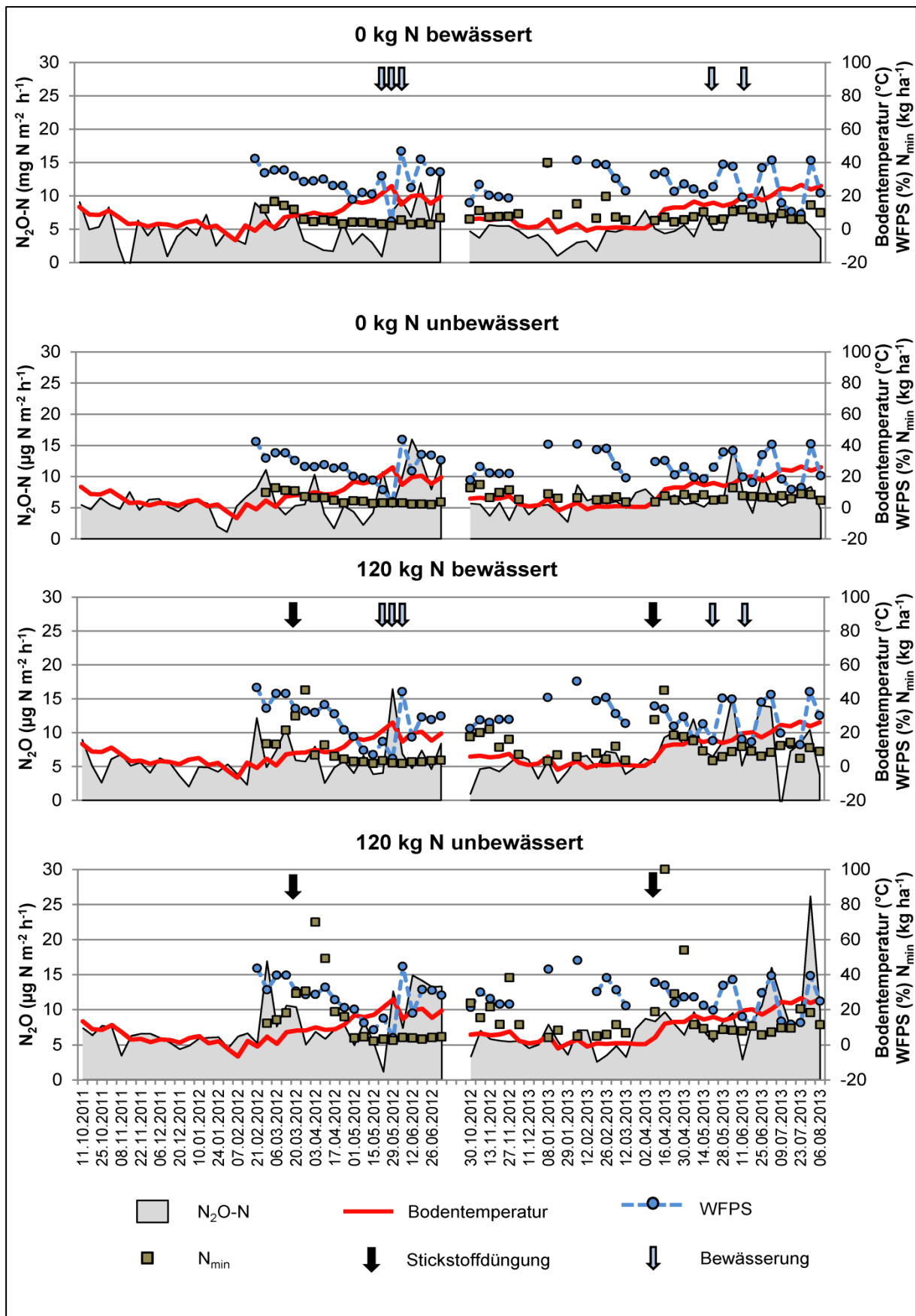


Abbildung 14: Entwicklung der N_2O -Flüsse, Bodentemperatur, WFPS und N_{min} -Gehalte in den Anbauzeiträumen 2011/2012 und 2012/2013 (verändert nach Trost et al. (2014c))

In der Anbauperiode 2012/2013 war der durch Frost-Tau-Zyklen bedingte Anstieg geringer als in der Anbauperiode 2011/2012. Im Gegensatz zum Vorjahr, wo es im zeitigen Frühjahr häufiger Temperaturschwankungen und auch Temperaturen unter $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ gab, lagen die mittleren Bodentemperaturen in den Monaten Januar bis März 2013 bei etwa $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ und waren relativ konstant. Daraus resultiert, dass der Boden im Vergleich zu 2011/2012 nur oberflächlich gefroren war. Dies und die konstanten Temperaturen um etwa $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ könnten dazu geführt haben, dass es in 2012/2013 nicht zu einer wesentlichen Erhöhung des wassergefüllten Porenraums aufgrund von oberflächlich angestautem Schmelzwasser gekommen ist, wodurch Denitrifikationsprozesse gefördert worden wären.

4.4.2 Einfluss von Stickstoffdüngung und Bewässerung auf die N_2O -Emissionen

In beiden Anbauzeiträumen wurden Anstiege der N_2O -Emissionen primär nach der Applikation von Stickstoffdünger und nach stärkeren Niederschlägen in Kombination mit höheren Bodentemperaturen festgestellt. Die Applikation von Stickstoffdünger führte im Anbauzeitraum 2011/2012 zu N_2O -Emissionen bis $10\text{ }\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ und im Anbauzeitraum 2012/2013 bis $12\text{ }\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ (Abbildung 14).

Im Vergleich zu anderen Untersuchungen, die auf leichten Böden in Brandenburg durchgeführt wurden, waren diese düngungsbedingten Anstiege der N_2O -Emissionen jedoch gering. So wiesen Hellebrand et al. (2008) und Kavdir et al. (2008) nach, dass auf einem lehmigen Sandboden durch Stickstoffapplikation Anstiege bis zu $1000\text{ }\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ möglich sind. In der Anbauperiode 2011/2012 könnten die niedrigen Werte durch die ausbleibenden Niederschläge nach der Stickstoffdüngerapplikation zu erklären sein. Dadurch kam es zu einer deutlich verzögerten Verlagerung des Stickstoffs von der Bodenoberfläche in den Boden. Die Ausbringung des Stickstoffdüngers erfolgte am 06.03.2012. In der darauffolgenden Woche fielen Niederschläge von etwa 5 mm, wovon der höchste Tageswert 2,4 mm war. Im Anbauzeitraum 2012/2013 könnte der Grund zum Teil ebenfalls in geringen Niederschlägen zu sehen sein. Hier gab es zwar in der Woche nach der Düngerapplikation Niederschläge von etwa 10 mm, anschließend blieben jedoch die Niederschläge bis zum Ende des Monats aus, was wiederum zu einer Verminderung des wassergefüllten Porenraums führte.

Obwohl es durch die düngungsbedingte Zunahme des im Boden vorhandenen Stickstoffs zu einem kurzzeitigen Anstieg der N_2O -Emissionen kam, konnte bei Betrachtung des gesamten Anbauzeitraums kein signifikanter Einfluss des N_{min} -Gehalts nachgewiesen werden (Tabelle 11). Als wesentlicher Einflussparameter zeigte sich hingegen der WFPS in Verbindung mit der Bodentemperatur. In Trockenperioden, welche durch einen geringen WFPS gekennzeichnet waren, wurden in beiden Anbauzeiträumen oft niedrige N_2O -Emissionen festgestellt. Steigende Temperaturen und stärkere Niederschläge ab Mai und

Juni führten dann zu deutlichen Zunahmen der Emissionen. Die in den Monaten Mai bis Juni auftretenden Bodentemperaturen um 15 °C bis 25 °C boten für Bodenorganismen gute Lebensbedingungen. Nach Wildung et al. (1975) sind Bodentemperaturen über 15°C für Bodenmikroorganismen optimal. Der WFPS reichte von 3,8 % in Trockenperioden bis zu 46,6 % nach Starkniederschlägen. Nach Horvath et al. (2010) entsteht bei einem WFPS von 30 % bis 60 % N₂O primär durch Nitrifikation. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass der Hauptanteil des emittierten N₂O durch nitrifizierende Mikroorganismen produziert wurde. Ein WFPS über 60 %, welcher zu einer deutlichen Zunahme von Denitrifikationsprozessen und somit zu verstärkten N₂O-Bildung führt, konnte aufgrund des hohen Anteils an Grobporen und der daraus resultierenden geringen Feldkapazität des Sandbodens nicht festgestellt werden.

Tabelle 11: Ergebnisse der ANOVA für die N₂O-Emissionen ($\alpha=0,05$) (verändert nach Trost et al. (2014c))

Anbauzeitraum 2011/2012		
Effekt	F-Wert	Pr > F
Variante	4,18	0,0306
N _{min} Gehalt	0,21	0,6506
Bodentemperatur	8,21	0,0045
WFPS	8,03	0,0049
Bodentemperatur x WFPS	3,15	0,0769
Anbauzeitraum 2012/2013		
Effekt	F-Wert	Pr > F
Variante	3,51	0,0491
N _{min} Gehalt	0,14	0,7043
Bodentemperatur	0,05	0,8191
WFPS	0,02	0,9022
Bodentemperatur x WFPS	7,26	0,0073

Ein Effekt der Bewässerung auf die N₂O-Emissionen konnte nicht festgestellt werden. Dies kann durch den vergleichsweise geringen Bewässerungsbedarf in den beiden Anbauzeiträumen erklärt werden. Im Mittel der letzten 20 Jahre lag die Bewässerungshöhe bei etwa 64 mm. Im Anbauzeitraum 2011/2012 wurde viermal bewässert mit einer Gesamtbewässerungshöhe von 40 mm. In dem Anbauzeitraum 2012/2012 waren es zwei Bewässerungen mit einer Gesamtbewässerungshöhe von 53 mm. Neben dem geringen Bewässerungsbedarf ist auch das hohe Versickerungs- und Evaporationspotenzial des Bodens im Zusammenhang mit der Wasseraufnahme der Pflanzen ein möglicher Grund für den geringen Effekt der Bewässerung auf die N₂O-Emissionen. So war bei der Messung am 22.05.2012 die Erhöhung des WFPS durch Bewässerung einen Tag nach der Wasserapplikation nicht mehr feststellbar.

4.4.3 Kumulative N₂O-Emissionen und N₂O-Emissionsfaktoren

Bei der Betrachtung der kumulativen N₂O-Emissionen wurde ein statistisch nachweisbarer Unterschied zwischen der bewässerten Stickstoffdüngungsstufe 1 (0 kg N ha⁻¹) und der unbewässerten Stickstoffdüngungsstufe 3 (120 kg N ha⁻¹) festgestellt (Abbildung 15). Tendenziell waren die N₂O-Emissionen innerhalb einer Stickstoffdüngungsstufe unter Bewässerung geringer. Jedoch stellten sich die Unterschiede bereits vor der Durchführung der Bewässerung ein. Somit waren die tendenziell geringeren N₂O-Emissionen unter Bewässerung nicht ausschließlich durch die Applikation von Zusatzwasser und den daraus resultierenden direkten Effekten auf Boden und Pflanze bedingt. Da die Versuchsfläche schon seit 1970 bewässert wurde, besteht die Möglichkeit, dass sich aufgrund der langfristigen Bewässerung entstandene Unterschiede in den Bodeneigenschaften im Vergleich zu den unbewässerten Varianten auf die N₂O-Bildung auswirkten. Ein möglicher Einflussfaktor könnten hier die tendenziell höheren C_{org}-Gehalte sein, die in Abhängigkeit von deren C/N-Verhältnis eine Bindung von reaktiven Stickstoffverbindungen begünstigen können. Ein weiterer Teil der niedrigeren kumulativen N₂O-Emissionen unter Bewässerung ist möglicherweise durch die erhöhte Aufnahme des verfügbaren Stickstoffs durch die Pflanzen und somit durch geringere Verfügbarkeit für Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse zu erklären. Nach Gonzalez-Dugo et al. (2010) und Kaiser et al. (1998) führt die Applikation von Wasser zu einem verbesserten Pflanzenwachstum und dieses bewirkt eine erhöhte Aufnahme von Stickstoff und somit geringere Gehalte an reaktiven Stickstoffverbindungen im Boden. Zudem ist durch die Versickerung von Bewässerungswasser auch eine Verlagerung des Stickstoffs in tiefere Bodenschichten nicht auszuschließen, obwohl Untersuchungen von Peschke & Schmidt (2004) auf dem gleichen Versuchsstandort zeigten, dass der größte Teil des applizierten Stickstoffs bis in maximal 10 cm Bodentiefe verlagert wurde, bevor dieser durch Pflanzen oder Mikroorganismen aufgenommen wurde.

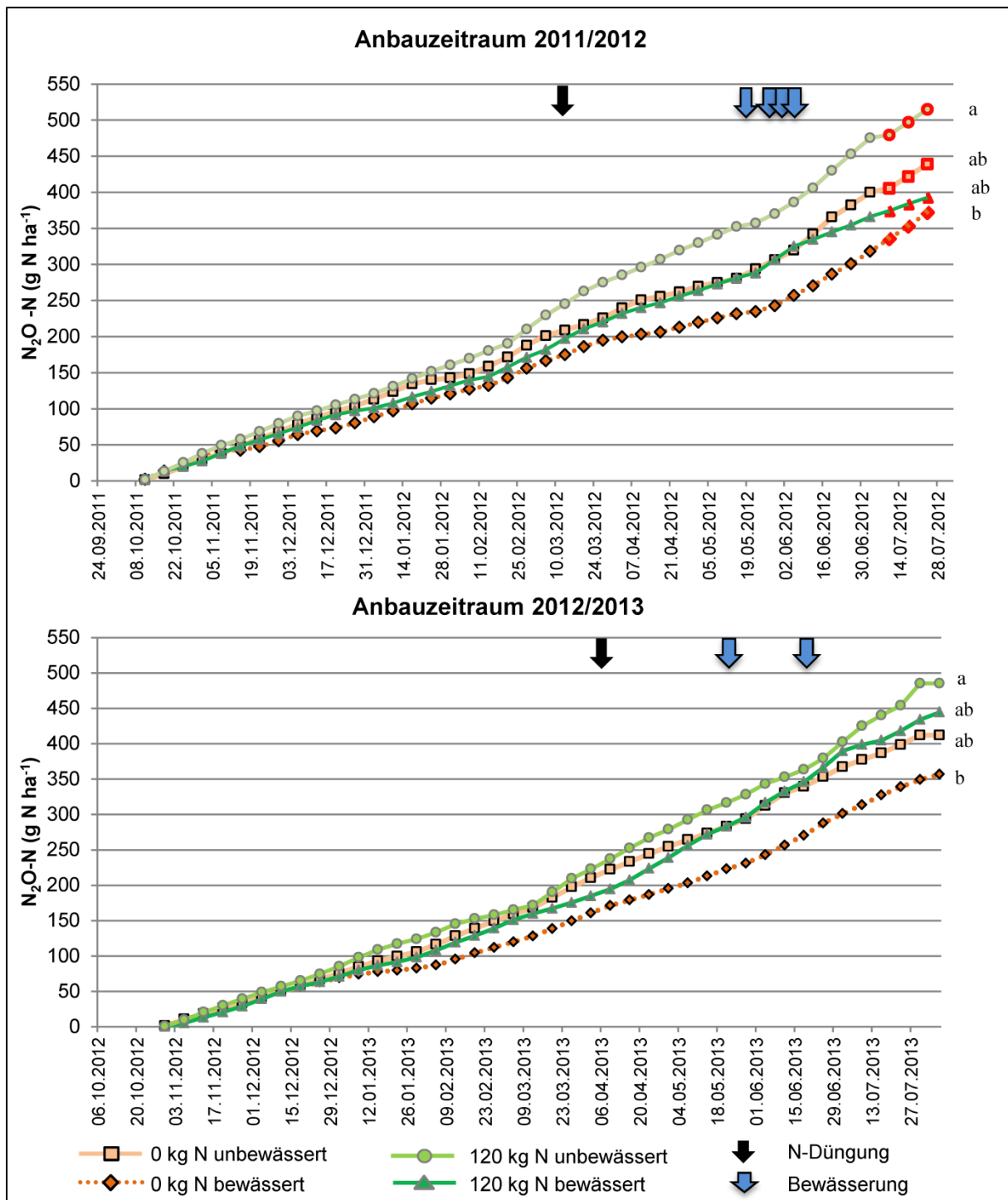


Abbildung 15: Entwicklung der kumulativen N_2O -Emissionen unter unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität mit und ohne Bewässerung (rot umrahmte Werte im Anbauzeitraum 2011/2012 ermittelt über Regressionsfunktion) (verändert nach Trost et al. (2014c))

Die Bestimmung des N_2O -Emissionsfaktors für die Menge an Stickstoff aus mineralischer Stickstoffdüngung und organischen Rückständen der Vorfrucht ergab in Abhängigkeit von der Variante Werte von 0,27 bis 15,7% (Tabelle 12).

Tabelle 12: Kumulative N₂O-Emissionen und N₂O-Emissionsfaktoren in den Anbauzeiträumen 2011/2012 und 2012/2013 in Winterweizen

Anbauzeitraum	Variante	kumulative N ₂ O-Emissionen (kg N ₂ O-N ha ⁻¹)	N ₂ O-Emissionsfaktor (%)
2011/2012	0 kg N, unbewässert	0,44	0,49
	0 kg N, bewässert	0,38	0,50
	120 kg N, unbewässert	0,51	0,28
	120 kg N, bewässert	0,39	0,27
2012/2013	0 kg N, unbewässert	0,41	10,82
	0 kg N, bewässert	0,36	15,70
	120 kg N, unbewässert	0,49	0,34
	120 kg N, bewässert	0,44	0,32

Die meisten Werte lagen jedoch in dem vom IPCC (2006) angegebenen Unsicherheitsbereich von 0,3% bis 3,0 %). Der IPCC-Wert basiert auf einer Zusammenfassung von Werten aus Untersuchungen von Bouwman et al.(2002a), Bouwman et al. (2002b), Stehfest & Bouwman (2006) und Novoa & Tejeda (2006). In diesen wurden N₂O-Emissionsdaten aus zahlreichen weltweit durchgeführten N₂O-Messungen analysiert und Emissionsfaktoren für verschiedene Standorteigenschaften und Bewirtschaftungsszenarien abgeleitet. In vielen Fällen eigneten sich die dabei ermittelten Emissionsfaktoren primär für Berechnungen auf Landschaftsebene. Für spezifische kleinräumige Analysen war deren Anwendung nur im begrenzten Umfang geeignet und ergab in einigen Fällen deutliche Abweichungen zu gemessenen Werten (Bouwman *et al.*, 2002b). Auch Lesschen et al. (2011) wiesen darauf hin, dass es zu deutlichen Abweichungen zwischen gemessenen N₂O-Emissionen und über Emissionsfaktoren berechnete N₂O-Emissionen kommen kann. Die Werte in den ungedüngten Varianten im Anbauzeitraum 2012/2013 überschreiten den Unsicherheitsbereich des IPCC jedoch deutlich und erscheinen generell untypisch hoch für leichte Standorte. Es lässt sich vermuten, dass in diesen Varianten auch Stickstoff vorlag, der in der Berechnung des Emissionsfaktors nicht berücksichtigt wurde. Dies könnte möglicherweise damit begründet werden, dass die jährlich ermittelten C_{org}-Gehalte und auch

die ermittelten Mengen der Erntereste einen Mittelwert der gesamten Parzelle abbilden, kleinräumige Abweichungen aber nicht berücksichtigen. Des Weiteren können auch sogenannte Hintergrundemissionen (background emissions) zu der deutlichen Abweichung im N_2O -Emissionsfaktor beigetragen haben. Hintergrundemissionen sind N_2O -Emissionen, die unabhängig vom applizierten Stickstoffdünger entstehen. Diese können aus Stickstoff resultieren, der neben der Freisetzung beim Abbau organischer Substanz auch aus mikrobieller Stickstofffixierung im Boden stammt (Beek *et al.*, 2011, Gu *et al.*, 2009). Nach Kim *et al.* (2013) ist die Höhe der Hintergrundemissionen vom Bewuchs und der damit verbundenen Stickstoffaufnahme der Pflanzen abhängig. So steht bei einem geringeren Bewuchs der Fläche und einer somit niedrigeren Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen, mehr Stickstoff für Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse zur Verfügung. Wie aus den Abbildungen 16 bis 18 ersichtlich, war das Pflanzenwachstum in den Varianten der Stickstoffdüngungsstufe 1 (0 kg ha^{-1}) im Vergleich zu den mit Stickstoff versorgten Varianten deutlich eingeschränkt. Es ist davon auszugehen, dass auch die Durchwurzelung der Fläche geringer war und somit ein Teil des verfügbaren reaktiven Stickstoffs nicht durch die Pflanzen aufgenommen werden konnte und für N_2O -bildende Prozesse zur Verfügung stand.



Abbildung 16: Unterschiede im Pflanzenwachstum zwischen der nicht mit Stickstoff gedüngten Variante (im Vordergrund) und der mit Stickstoff gedüngten Variante (im Hintergrund)

Andererseits ergab die Berechnung des Emissionsfaktors für die Parzellen mit mineralischer Düngung für die Anbauperiode 2011/2012 Werte von 0,01 % für die bewässerte Variante und 0,06 % für die unbewässerte Variante. Für die Anbauperiode 2012/2013 waren es unter Bewässerung 0,03 % und unter nicht bewässerten Bedingungen 0,06 %. Diese niedrigen Werte zeigen die geringe Wirkung der Applikation des mineralischen Stickstoffdüngers auf

die Gesamtemissionen des Standorts. Dass die mineralische Stickstoffdüngung auf leichten Standorten nur marginale Effekte auf die Gesamtemissionen haben kann, ist nicht untypisch. Auch van Groenigen et al. (2004) ermittelten auf leichten Standorten bei Applikation von mineralischem Stickstoffdünger sehr niedrige N₂O-Emissionsfaktoren. Hier reichten die N₂O-Emissionsfaktoren von 0,04 % bis 0,13 %.

4.4.4 Erträge und ertragsbezogene N₂O-Emissionen

In beiden Anbauzeiträumen hatte die Stickstoffdüngung einen wesentlichen Effekt auf die Höhe der Kornerträge. Im Anbauzeitraum 2011/2012 führte die Applikation von Stickstoffdünger zu Mehrerträgen von 281 % auf den unbewässerten Parzellen und von 494 % unter Bewässerung. In der Anbauperiode 2012/2013 waren es 436 % in der nicht bewässerten Variante und 568 % unter Bewässerung. Die Bewässerung hatte im Anbauzeitraum 2011/2012 unter Stickstoffdüngung eine signifikante Wirkung auf die Kornerträge (Abbildung 17). Die Kornerträge waren unter Bewässerung um 49,3 % höher als ohne Bewässerung. In der nicht mit Stickstoff versorgten Stickstoffdüngungsstufe 1 konnte durch Bewässerung kein Mehrertrag erzielt werden. Im Vergleich zur unbewässerten Variante waren die Erträge um 4 % geringer. Dieser Unterschied war jedoch nicht signifikant. Dass der Bewässerungseffekt auf die Kornerträge abhängig vom Stickstoffversorgungsstatus sein kann, bestätigten auch verschiedene andere Untersuchungen. So zeigten Wright et al (1988), dass Bewässerung einer ungedüngten Variante nicht zu wesentlichen Mehrerträgen im Vergleich zur unbewässerten ungedüngten Variante führt.

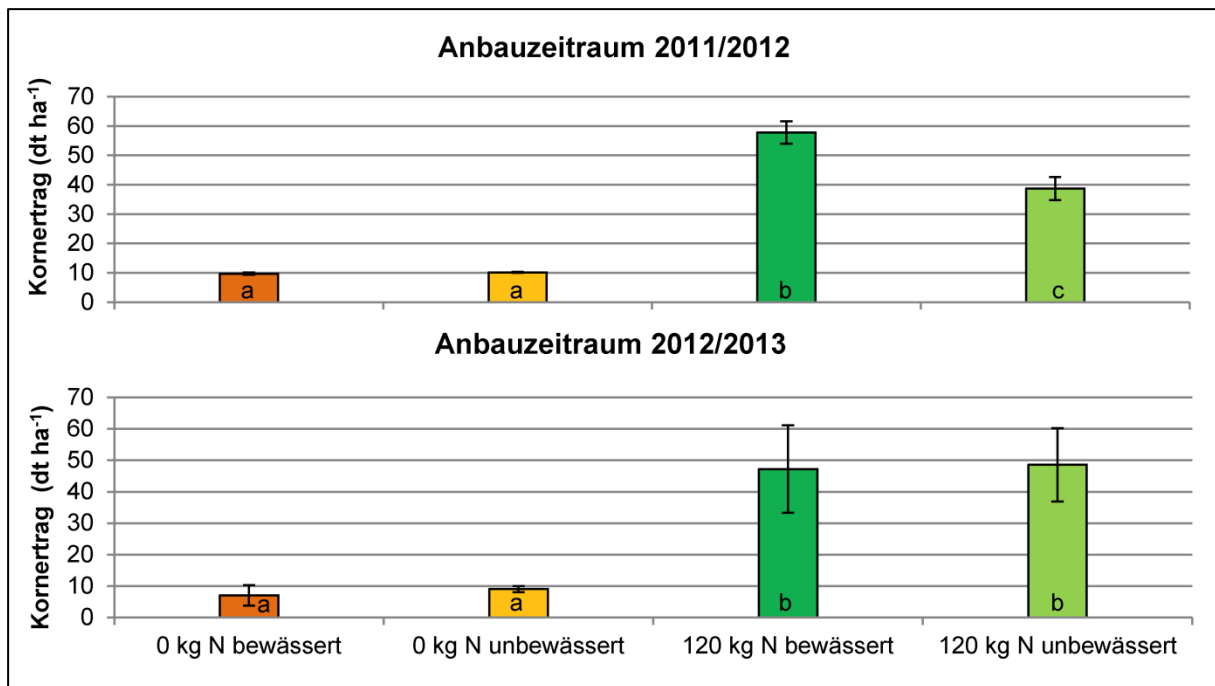


Abbildung 17: Kornerträge bei unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität mit und ohne Bewässerung in den Anbauzeiträumen 2011/2012 und 2012/2013 (verändert nach Trost et al. (2014c)). Kleinbuchstaben: signifikanter Unterschied zwischen den Varianten

In den mit Stickstoff versorgten Varianten wurden durch Bewässerung deutliche Mehrerträge erzielt. Hier nahm der Bewässerungseffekt mit steigenden Mengen an appliziertem Stickstoff zu. Ähnliche Ergebnisse zeigten auch Taylor et al. (1991) und Di Paolo & Rinaldi (2008). Auch hier nahmen die aus Bewässerung resultierenden Mehrerträge mit steigender Stickstoffmenge zu.

Anders als im Anbauzeitraum 2011/2012 konnte im Anbauzeitraum 2012/2013 weder in der nicht mit N versorgten Variante noch in der mit 120 kg N versorgten Stickstoffdüngungsstufe ein Effekt der Bewässerung auf die Kornerträge nachgewiesen werden. Das Ausbleiben von Bewässerungseffekten im Anbauzeitraum 2012/2013 könnte aus dem geringen Bewässerungsbedarf (zweimalige Zusatzwasserapplikation) in Kombination mit nicht vorhersehbaren Gewitterschauern, die jeweils wenige Tage nach der Bewässerung auftraten, resultieren. So fand am 24.05.2013 die Bewässerung statt, und am 26.05.2013 fielen 32 mm Niederschlag. Die zweite Bewässerung wurde am 18.06.2013 durchgeführt, und am 21.06.2013 fielen 14 mm.

Auch bei den Stroherträgen hatte die Applikation von Stickstoffdünger einen stark ertragssteigernden Effekt. In der Anbauperiode 2011/2012 wurden durch die Stickstoffdüngung in der unbewässerten Variante Mehrerträge von 432 % und in der bewässerten Variante von 80 % erzielt. Im Anbauzeitraum 2012/2013 waren die Stroherträge in der unbewässerten Stickstoffdüngungsstufe 3 um 366 % höher als in der Stickstoffdüngungsstufe 1. Unter Bewässerung führte die mineralische Stickstoffdüngung zu

109 % höheren Stroherträgen. Anders als bei den Kornerträgen waren bei den Stroherträgen auch in den nicht mit Stickstoff gedüngten Varianten deutliche Effekte der Bewässerung in beiden Anbauzeiträumen nachgewiesen worden (Abbildung 18). So waren im Anbauzeitraum 2011/2013 die Stroherträge in der bewässerten Stickstoffdüngungsstufe 1 im Vergleich zur unbewässerten Variante um 278 % höher. Im Anbauzeitraum 2012/2013 waren es 157 %.

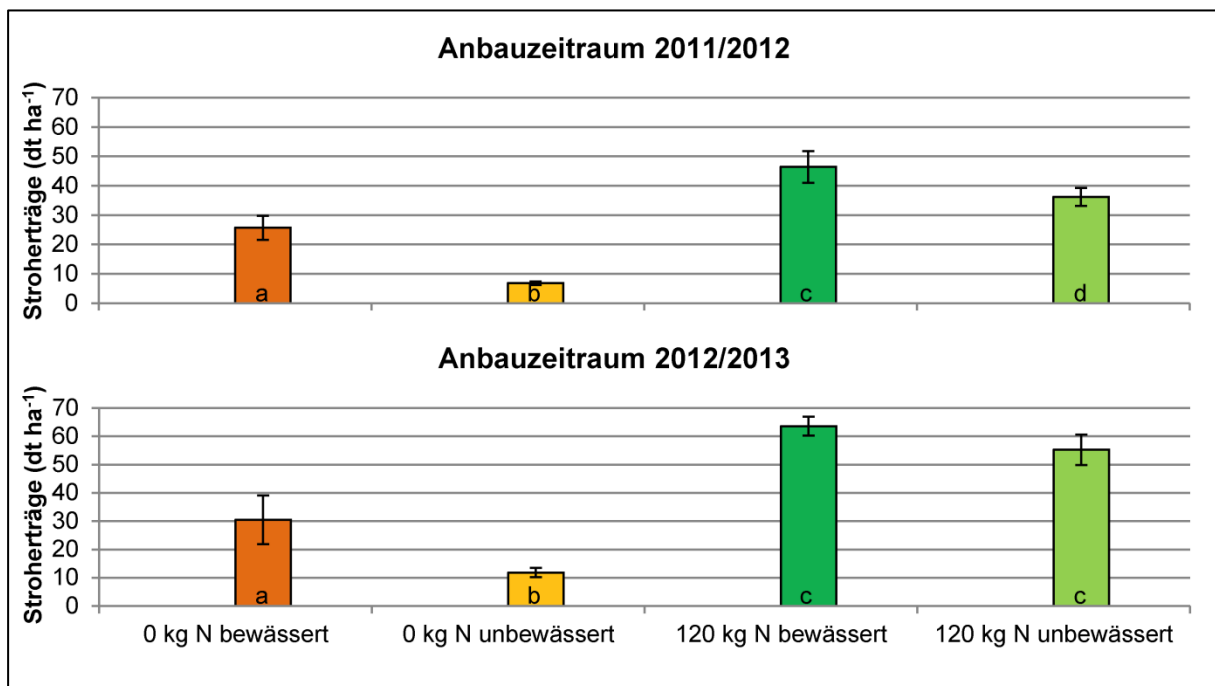


Abbildung 18: Stroherträge bei unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität mit und ohne Bewässerung in den Anbauzeiträumen 2011/2012 und 2012/2013

Die höheren Stroherträge unter Bewässerung in der nicht mit Stickstoff versorgten Variante resultierten möglicherweise aus einer verbesserten Aufnahme des im Boden verfügbaren Stickstoffs durch die Pflanzen bis zum BBCH-Makrostadium 7 (Fruchtentwicklung). Dies würde die im Kapitel 4.4.3 beschriebene mögliche Begründung für die niedrigeren kumulativen N_2O -Emissionen unter Bewässerung stützen. Die dazu im Gegensatz stehende ausbleibende Wirkung auf die Kornerträge könnte daraus folgen, dass der in Stickstoffdüngungsstufe 1 im Boden verfügbare Stickstoff in den späteren Entwicklungsstadien bereits zum großen Teil durch die Pflanzen aufgenommen wurde. Ein weiterer Grund für die höheren Stroherträge ist möglicherweise auch im starken Bewuchs der ungedüngten, bewässerten Variante mit Ackerschachtelhalm (*Equisetum arvense* L.) zu sehen (Abbildung 19). Dieser wurde zum Teil mitgeerntet und gewogen und könnte somit die Stroherträge erhöht haben. In den Varianten in denen Stickstoff appliziert wurde, wurden

ähnlich wie bei den Kornenerträgen auch bei den Stroherträgen im Anbauzeitraum 2011/2012 signifikant höhere Erträge unter Bewässerung festgestellt.



Abbildung 19: Starker Bewuchs der ungedüngten und bewässerten Versuchspartzen mit Ackerschachtelhalm (*Equisetum arvense* L.)

Hier wurden durch Bewässerung Mehrerträge von 28 % erzielt. Im Anbauzeitraum 2012/2013 wurde kein signifikanter Unterschied bezüglich der Stroherträge zwischen unbewässerten und bewässerten mit Stickstoff versorgten Varianten festgestellt. Wie schon bei den Kornenerträgen könnte dies aus dem geringen Bewässerungsbedarf in der Anbauperiode resultieren.

Da Stickstoffdüngung und Bewässerung in den meisten Fällen einen deutlichen Einfluss auf die Kornenerträge hatten, sich aber die kumulativen N_2O -Emissionen der untersuchten Varianten nur geringfügig unterschieden, ergaben sich bei den ertragsbezogenen N_2O -Emissionen deutliche Unterschiede zwischen den Varianten. Bei den ertragsbezogenen N_2O -Emissionen wurden in der Stickstoffdüngungsstufe 3 in beiden Anbauperioden deutlich niedrigere Werte festgestellt (Tabelle 13). Dies resultierte aus den hohen Ertragssteigerungen durch den Einsatz des Stickstoffdüngers. Bewässerung führte nur in der Anbauperiode 2011/2012 und nur in den mit Stickstoff versorgten Varianten zu geringeren ertragsbezogenen N_2O -Emissionen im Vergleich zur nicht bewässerten Variante.

Tabelle 13: Ertragsbezogene N₂O-Emissionen bei unterschiedlicher Stickstoffdüngung mit und ohne Bewässerung

Variante	ertragsbezogene N ₂ O-Emissionen kg N ₂ O-N t ⁻¹ Kornertrag
Anbauzeitraum 2011/2012	
0 kg N bewässert	0,38
0 kg N unbewässert	0,43
120 kg N bewässert	0,07
120 kg N unbewässert	0,13
Anbauzeitraum 2012/2013	
0 kg N bewässert	0,50
0 kg N unbewässert	0,45
120 kg N bewässert	0,09
120 kg N unbewässert	0,10

Da die Bewässerung in der Anbauperiode 2012/2013 nur marginale Effekte auf die Kornerträge hatte, waren in dieser Anbauperiode auch nur geringfügige Unterschiede zwischen bewässerten und nicht bewässerten Varianten bezüglich der ertragsbezogenen N₂O-Emissionen feststellbar.

4.5 Schlussfolgerungen

Das N₂O-Emissionspotenzial des untersuchten Sandbodens ist aufgrund der geringen Bodenfeuchte sehr niedrig. Die Applikation von mineralischem Stickstoffdünger führt zwar zu kurzfristigen Anstiegen, hat jedoch auf die kumulativen N₂O-Emissionen der Anbauzeit nur einen geringen Einfluss. Bewässerung hat aufgrund des hohen Porenvolumens des Bodens und der damit verbundenen geringen Wasserhaltekapazität und der guten Durchlüftung keine Effekte auf die Höhe der N₂O-Emissionen.

5 Gesamtreibhausgasemissionen

5.1 Stand des Wissens

Das globale Erwärmungspotenzial (GWP), welches in CO₂ Äquivalenten (CO₂-eq.) angegeben wird, bietet die Möglichkeit, verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Treibhausgasemissionen zu vergleichen (Robertson & Grace, 2004) und ist ein zentrales Element des Life Cycle Assessment (Curran, 2012). Die drei wesentlichen mit der pflanzenbaulichen Produktion in Verbindung stehenden Treibhausgase sind N₂O, CH₄ und CO₂.

N₂O und CH₄ sind in der Landwirtschaft die bedeutendsten Treibhausgase, da etwa 58 % der weltweiten anthropogenen N₂O-Emissionen und etwa 47 % der CH₄-Emissionen durch landwirtschaftliche Aktivitäten verursacht werden (IPCC, 2007b). N₂O hat für einen definierten Zeitraum von 100 Jahren ein GWP von 298 CO₂-eq. Das GWP von Methan beträgt für den gleichen Zeitraum 25 CO₂-eq (IPCC, 2007a). Auch CO₂ wird von landwirtschaftlichen Nutzflächen in großer Menge emittiert (Paustian *et al.*, 2000, Robertson & Grace, 2004, Robertson *et al.*, 2000), zugleich aber auch auf diesen gebunden. Moderne, standortangepasste Bewirtschaftungsmethoden können dazu beitragen, die landwirtschaftlich genutzten Flächen über die Anreicherung von C_{org} zu einer umfangreichen CO₂-Senke zu machen (Lal, 2004b). Aktuell liegt der Anteil der Netto-CO₂-Emissionen aus der Landwirtschaft an den globalen anthropogenen Gesamt-CO₂-Emissionen bei etwa 1 % (IPCC, 2007b).

Treibhausgasemissionen in pflanzenbaulichen Produktionssystemen resultieren aus verschiedenen Quellen. N₂O entsteht auf landwirtschaftlichen Nutzflächen primär durch Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse im Boden (s. auch Kap. 1) (Bremner, 1997, Phillips, 2008) und steht somit im direkten Zusammenhang mit der Stickstoffdüngung (Freney, 1997, Lebender *et al.*, 2014, Smith *et al.*, 1997). CH₄ ist primär ein Treibhausgas der Tierproduktion und des Reisanbaus (IPCC, 2007a). Von Ackerböden werden im Normalfall nur geringe Mengen an CH₄ emittiert. Auch stellen Ackerböden in der Regel nur schwache Senken für atmosphärisches CH₄ dar (Bronson & Mosier, 1993, Linquist *et al.*, 2012, Paustian *et al.*, 2006). CO₂ wird von landwirtschaftlich genutzten Flächen neben den Emissionen aus ober- und unterirdischer Atmungsaktivität auch bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen zum Antrieb der zur Bewirtschaftung benötigten Maschinen freigesetzt. Dabei handelt es sich zum großen Teil um Dieselmotorkraftstoff (C₁₆H₃₄). Jeder Liter Diesel setzt bei seiner Verbrennung etwa 706 g C (2,59 kg CO₂) frei (Robertson & Grace, 2004). Neben diesen direkten Emissionen von der Fläche, können auch die indirekten Treibhausgasemissionen, die bei der Produktion und Wartung der eingesetzten Maschinen, der Herstellung von Dünger- und Pflanzenschutzmitteln sowie bei der Erzeugung des

eingesetzten Saat und Pflanzguts entstehen einen wesentlichen Anteil an den Treibhausgasemissionen landwirtschaftlicher Produktionssysteme einnehmen (Lal, 2004a). Über die Wirkung von Managementmaßnahmen auf die Gesamttreibhausgasemissionen von pflanzenbaulich genutzten Flächen existiert bisher nur eine begrenzte Anzahl an Untersuchungen (Shang *et al.*, 2011). Diese beziehen sich zum Teil auf ausgewählte Kulturen oder Anbauverfahren. So führten Charles *et al.* (2006), Biswas *et al.* (2008) und Tuomisto *et al.* (2012) Analysen zu den Treibhausgasemissionen von Winterweizen durch. Adler *et al.* (2007) beschäftigten sich mit den Treibhausgasemissionen des Energiepflanzenanbaus. Mosier *et al.*, (2006) ermittelten die Treibhausgasemissionen für eine bewässerte Mais-Sojabohnen Fruchtfolge. Sainju *et al.* (2014a) und Sainju *et al.* (2014b) ermittelten die Treibhausgasemissionen für Braugerstenfruchtfolgen unter verschiedenen Stickstoffdüngungs- und Bodenbearbeitungsintensitäten. Es existieren jedoch auch Untersuchungen, die einen breiteren Überblick über die Treibhausgasemissionen der pflanzenbaulichen Produktion geben. Hillier *et al.* (2009) untersuchten die Treibhausgasemissionen der Produktion von Leguminosen, Winterraps, Kartoffeln, Sommer- und Wintergetreide. Williams *et al.* (2010) ermittelten die Treibhausgasemissionen für den Anbau von Weizen, Raps und Kartoffeln. Nemecek *et al.* (2012) befassten sich mit der Variabilität der Treibhausgasemissionen weltweit bedeutender Kulturen. Lal (2004a) gab einen Überblick über die Wirkungen verschiedener agronomischer Managementmaßnahmen auf die Freisetzung direkter und indirekter CO₂-Emissionen. Untersuchungen, in denen die Treibhausgasemissionen bewässerter und unbewässerter Anbausysteme verglichen werden, existieren bisher nicht. Speziell für den mitteleuropäischen Raum gibt es bisher keine Untersuchungen zum den Treibhausgasemissionen von bewässerten Anbausystemen.

5.2 Zielstellung

Im Rahmen einer Gesamtbilanzierung der Treibhausgasemissionen soll der Einfluss von Bewässerung in Kombination mit unterschiedlichen Stickstoffdüngungsintensitäten auf die Treibhausgasemissionen des Anbaus unterschiedlicher Kulturen auf einem Sandstandort bestimmt werden. Dazu sollen langjährige Datenreihen zur Entwicklung der C_{org}-Gehalte, Messergebnisse zu standortspezifischen N₂O-Emissionen und Treibhausgasemissionen infolge der Herstellung und des Einsatzes von Maschinen und Betriebsmitteln in die Bilanzierung einbezogen werden.

5.3 Material und Methoden

5.3.1 Systemgrenzen, Datenbasis und funktionelle Einheit

Für die Erstellung der Treibhausgasbilanz wurde die Methodik des Life Cycle Assessments nach ISO 14040 (2006) und ISO 14044 (2006) angewendet. Da die Bilanz auf Daten eines

Dauerversuchs basierte und nicht auf denen eines realen Betriebs, bezogen sich die Berechnungen auf den Input für die Bewirtschaftung von einem Hektar Ackerfläche. Direkte und indirekte Emissionen von Betriebsgelände und Wirtschaftsgebäuden wurden nicht in die Kalkulation einbezogen. Die in die Bilanz eingehende Prozesskette begann mit der Herstellung der eingesetzten Maschinen und Betriebsmittel zur Flächenbewirtschaftung und endete bei den von der Fläche geernteten Produkten auf dem Hof des Produzenten (Abbildung 20). Die eingesetzten Betriebsmittel umfassten das Saat- beziehungsweise Pflanzgut, den Dünger, die Pflanzenschutzmittel und den Dieseltreibstoff zum Antrieb der eingesetzten Maschinen.

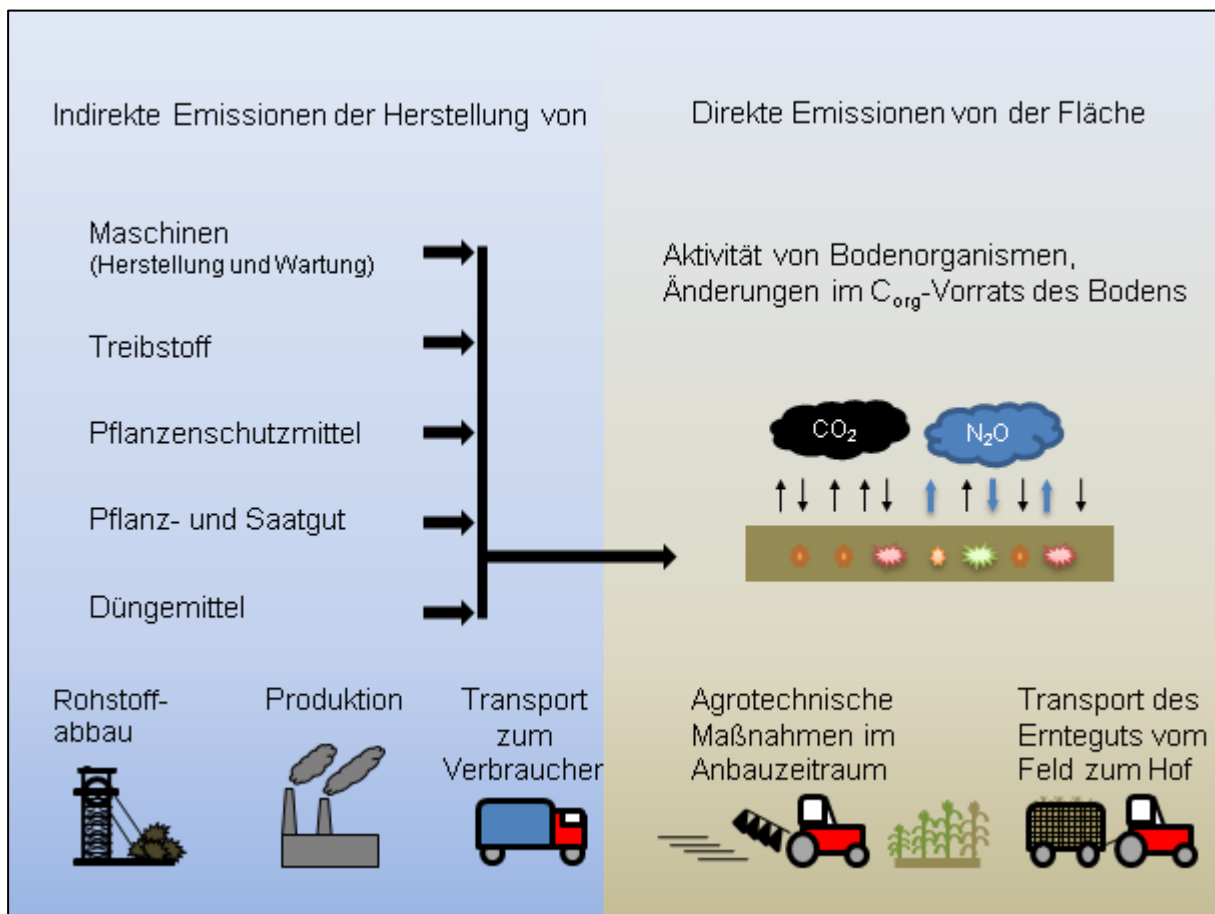


Abbildung 20: Schema der Systemgrenzen und der in die Treibhausgasbilanz eingehenden Prozesse

Die in der Bilanz verwendeten Treibhausgasemissionen der Herstellung von Maschinen und Betriebsmitteln wurden der Datenbank *ecoinvent* vom Schweizer Zentrum für Life Cycle Inventuren entnommen. Genutzt wurde die Version 2.2. (2010). Maschinenleistungs- und -verbrauchsparameter wurden über KTBL (2009) ermittelt. Eine detaillierte Beschreibung der bei den Treibhausgasemissionen der Herstellung berücksichtigten Prozesse erfolgt in den Kapiteln 5.3.3.3 bis 5.3.3.7.

Da keine Messdaten zur CO₂-Respiration zur Verfügung standen, wurde die CO₂-Freisetzung aus dem Boden beziehungsweise die CO₂-Bindung im Boden über die „SOC-Methode“ auf Basis der in Kapitel 3.4.2 dargestellten Ergebnisse zur Entwicklung der C_{org}-Vorräte ermittelt. Bei dieser Methode wurde die CO₂-Freisetzung beziehungsweise CO₂-Bindung über die Änderungen des C_{org}-Vorrats im Boden berechnet (Robertson & Grace, 2004, Sainju *et al.*, 2014a). Die N₂O-Emissionen wurden zum einen über den N₂O-Emissionsfaktor nach IPCC (2006) und zum anderen über den in Kapitel 4.4.3 ermittelten standortspezifischen Emissionsfaktor berechnet. Als funktionelle Einheiten wurden die Flächeneinheit ha und die Mengeneinheit kg verwendet.

5.3.2 Standort und Bewirtschaftungssystem

Die Standorteigenschaften, das Versuchsdesign und die Geschichte des statischen Düngungs- und Beregnungsversuch der Lehr- und Versuchsstation Thyrow der Humboldt-Universität zu Berlin, auf dem die in die Bilanz eingehenden Daten basieren, wurde bereits im Kapitel 3.3.1 detailliert beschrieben. Dieser Versuch wurde zum Teil mit spezifischer Parzellenbewirtschaftungstechnik bewirtschaftet. Einige Bewirtschaftungsmaßnahmen wurden manuell durchgeführt. Da die Bilanz aber auf Praxisbedingungen übertragbar sein soll, wurde die darin eingehende Technikausstattung der ortsüblichen, in der Praxis angewandten Bewirtschaftung angepasst. Als Entfernung der Schläge zum Hof wurden 2 km angenommen. Die mittleren Beregnungsmengen, ermittelt aus den Beregnungsmengen der Jahre 1990 bis 2013, sind in Tabelle 14 dargestellt

Tabelle 14: Mittlere Beregnungshöhen von 1990 bis 2013

Kultur	mittlere Beregnungsmenge (mm)
Kartoffel	93,5
Winterweizen	62,5
Winterraps	92,2
Winterroggen	54,5
Knautgras	167,8

5.3.3 Ausgangsdaten und Kalkulationen

5.3.3.1 Treibhausgasemissionen aus den Änderungen der C_{org}-Vorräte des Bodens

Die CO₂-Emissionen und die CO₂-Sequestration wurden aus den Dauerversuchsdaten der Jahre 2000 bis 2013 ermittelt (Kapitel 3.4.2.). Dabei wurde die mittlere jährliche Änderung der C_{org}-Gehalte über die Differenz der Werte aus dem Jahr 2013 zu denen des Jahres 2000 ermittelt. Die Umrechnung von C in CO₂ erfolgte über den Faktor 3,67.

5.3.3.2 Berechnung der N₂O-Emissionen

Die Berechnung der direkten N₂O-Emissionen erfolgte nach den Berechnungsvorgaben von IPCC (2006) unter Verwendung eines standortspezifischen Emissionsfaktors. Die für den Standort angewendeten Berechnungsschritte und eingehenden Daten sind in den folgenden Formeln ersichtlich.

$$N_2O_N = N_{2O_{N-Input}} \times EF \quad (5)$$

$$N_{2O_{N-Input}} = F_{SN} + F_{CR} + F_{SOM} \quad (6)$$

N_2O_N = Stickstoff der als N₂O emittiert wird

$N_{2O_{N-Input}}$ = Stickstoffeintrag in den Boden

F_{SN} = Stickstoffeintrag aus synthetischem Stickstoffdünger

F_{CR} = Stickstoffeintrag aus ober- und unterirdischen Ernteresten

F_{SOM} = Stickstoffeintrag aus der Mineralisierung von organischer Bodensubstanz

EF = Emissionsfaktor (0,0037 - standortspezifisch)

Die Stickstoffmengen aus der Applikation von mineralischem Stickstoffdünger (F_{SN}) wurden in der Tabelle genannt. Der Stickstoffeintrag aus den oberirdischen Ernterückständen von Winterweizen und Winterroggen wurde über die vorhandenen Strohertragsdaten ermittelt (2000-2013). Der Faktor zur Berechnung des Stickstoffs in der Stroh Trockensubstanz (86 % der Frischmasse) war 0,006 für Winterweizen und 0,005 für Roggen (IPCC, 2006). Die Menge an unterirdischen Ernteresten wurde über das in IPCC (2006) angegebene Verhältnis von oberirdischer Trockenbiomasse (Korn- und Stroherträge) zu unterirdischer Trockenbiomasse bestimmt. Dies war für Winterweizen 0,23. Für Winterroggen wurde der allgemeine Wert für Getreide von 0,22 verwendet. Die oberirdischen Erntereste für Raps wurden wie im Kapitel 3.3.2 über das in der DüV (2012) angegebene Haupternteprodukt/Nebenernteprodukt-Verhältnis von 1:1,7 berechnet. Die Trockensubstanzgehalte beim Raps waren 91 % für die Korn erträge und 86 % für das Rapsstroh. In IPCC (2006) war für Winterraps kein spezifischer Faktor zur Berechnung der unterirdischen Trockenbiomasse angegeben. Aus diesem Grund wurde der Wert für Getreide (0,22) verwendet. Für die Berechnung des in den Rapsernteresten enthaltenen Stickstoffs wurde ebenfalls der Wert für Getreide (0,006) verwendet. Die Berechnung der mittleren Ernterückstandsmenge für die Kultur Kartoffel erfolgte über das Haupternteprodukt/Nebenernteprodukt-Verhältnis von 1:0,2 (DüV, 2012). Als Trockensubstanzgehalt der Blätter wurden 15 % angenommen. Der Faktor zur Berechnung

des Stickstoffgehalts in den oberirdischen Kartoffelernterückständen betrug 0,014 und für die unterirdischen Ernterückstände 0,019. Da bei Knaulgras keine Werte zu den oberirdischen Ernteresten vorlagen, wurden hier nur die unterirdischen Ernterückstände berücksichtigt. Diese wurden auf Grundlage der mittleren Trockenmasseerträge berechnet. Das in IPCC (2006) angegebene Verhältnis von oberirdischer Trockenbiomasse zu unterirdischer Trockenbiomasse für nicht N-fixierendes Grünfutter ist 1:0,54 und der Faktor zur Berechnung des in der unterirdischen Trockenbiomasse enthaltenen Stickstoffs 0,012. Die Berechnung der Menge an reaktivem Stickstoff, die aus der Mineralisierung organischer Bodensubstanz resultiert, wurde anhand der verfügbaren Dauerversuchsdaten errechnet. Da aufgrund der Fruchtfolge keine Zuordnung zu den einzelnen Kulturen möglich war, wurde ein mittlerer Wert für die gesamte Fruchtfolge ermittelt. Wie in der Abbildung 7 in Kapitel 3.4.2 ersichtlich, hatte sich ab dem Zeitraum 2000 – 2005 nach Aufhebung beziehungsweise Verminderung der Stickstoffdüngung im Jahr 1995 in allen Varianten ein neues Gleichgewicht bezüglich der C_{org} -Gehalte eingestellt. Um den Einfluss der Änderung des Düngemanagements gering zu halten und somit eine Überbewertung der Stickstofffreisetzung aus der Mineralisierung zu vermeiden, wurden die Daten aus den Jahren 2000 bis 2013 in die Berechnung einbezogen. Die mittlere jährliche Änderung im C_{org} -Gehalt ergab sich aus der Differenz der C_{org} -Gehalte von 2013 zu 2000, dividiert durch die Anzahl der Jahre (13 Jahre). Die Berechnung der freigesetzten Stickstoffmenge erfolgte durch die Multiplikation der jährlichen Änderung im C_{org} -Gehalt ($kg\ ha^{-1}$) mit dem Faktor 0,1. Dieser entspricht dem Richtwert des Verhältnisses von C zu N in der organischen Bodensubstanz für Böden unter kontinuierlicher pflanzenbaulicher Bewirtschaftung (IPCC, 2006). Da im Jahr 2013 nur in den unbewässerten Stickstoffdüngungsstufen 1 und 2 geringere C_{org} -Vorräte im Vergleich zum Jahr 2000 festgestellt wurden, wurde auch nur für diese Varianten die aus Mineralisierung organischer Bodensubstanz resultierende Stickstoffmenge berechnet.

Da die auf dem Standort durchgeführten Messungen gezeigt hatten, dass die Verwendung des IPCC-Standardfaktors von 0,01 bei der Applikation von mineralischem Stickstoffdünger zu einer starken Überbewertung der N_2O -Emissionen führen kann, wurde auch eine Berechnung mit einem Emissionsfaktor von 0,0037 durchgeführt. Dieser Faktor wurde aus den Ergebnissen der am betrachteten Standort durchgeführten N_2O -Messungen ermittelt. Dabei wurde der Mittelwert aus den Emissionsfaktoren ermittelt, die im Bereich von 0,0027 bis 0,005 lagen. Die beiden deutlich überhöhten Werte von 0,157 und 0,1082 wurden nicht mit in die Berechnung einbezogen. Auf eine Verwendung von variantenspezifischen Emissionsfaktoren wurde verzichtet, da nur in Einzelfällen signifikante Unterschiede zwischen den kumulativen N_2O -Emissionen nachweisbar waren (siehe. Kapitel. 4.4.3).

Die Berechnung der indirekten N₂O-Emissionen aus Ammoniakverflüchtigung und Nitratauswaschung erfolgte nach den in IPCC (2006) angegebenen Formeln unter Anpassung an standortspezifische Verhältnisse (Formel 7 und Formel 8).

$$N_2O_{(ATD)} = F_{SN} \times \text{Frac}_{GASF} \times EF_{(ATD)} \quad (7)$$

$N_2O_{(ADT)}-N$ = jährliche N₂O-Stickstoffmenge aus atmosphärischer Deposition

F_{SN} = Stickstoffeintrag aus synthetischem Stickstoffdünger

Frac_{GASF} = Verflüchtigungsanteil (NH₃ und NO_x) des mineralischen Stickstoffdüngers (0,03)

$EF_{(ADT)}$ = N₂O-Emissionsfaktor für Stickstoff aus atmosphärischer Deposition (0,01)

$$N_2O_{(L)} = (F_{SN} + F_{CR} + F_{SOM}) \times \text{Frac}_{(Leach)} \times EF_{(L)} \quad (8)$$

$N_2O_{(L)}$ = N₂O-Emissionen aus ausgewaschenem Stickstoff

F_{SN} = Stickstoffeintrag aus synthetischem Stickstoffdünger

F_{CR} = Stickstoffeintrag aus ober- und unterirdischen Ernteresten

F_{SOM} = Stickstoffeintrag aus der Mineralisierung von organischer Bodensubstanz

$\text{Frac}_{(Leach)}$ = Anteil an Stickstoff der durch Auswaschung verlagert wird (0,1)

$EF_{(L)}$ = N₂O-Emissionsfaktor für Stickstoff aus Auswaschung (0,0005)

Da der standortspezifische Emissionsfaktor nicht dem Standardwert, sondern der unteren Grenze des in IPCC (2006) angegebenen Unsicherheitsbereiches entsprach, wurden auch zur Berechnung der indirekten Emissionen die Werte der unteren Grenzen der jeweiligen angegebenen Unsicherheitsbereiche verwendet. Auch bei dem Faktor zur Berechnung des Anteils an Stickstoffdünger, der als NH₃-Verlust in die Kalkulation aufgenommen wurde, erfolgte eine Anpassung. Kalkammonsalpeter weist generell ein geringes Potenzial zur NH₃-Verflüchtigung auf (Dämmgen *et al.* 2013). Aus diesem Grund wurde statt 0,1 auch für die Berechnung der Menge an verflüchtigtem NH₃-Stickstoff der untere Unsicherheitsbereich von 0,03 angenommen. Für die Berechnung des Anteils an mineralischem Stickstoff, der durch Auswaschung verloren geht, wurde ebenfalls der Wert des unteren Unsicherheitsbereiches von 0,1 verwendet.

Zur Berechnung der Gesamt-N₂O-Emissionen wurden die direkten und indirekten Emissionen addiert.

Die Umrechnung in CO₂-Äquivalente erfolgte in zwei Schritten. Der erste Schritt war die Umrechnung von N₂O-N in N₂O. Die Umrechnung von N₂O-N zu N₂O erfolgte über das Verhältnis der molaren Masse des im N₂O-Molekül vorhandenen Stickstoffs zur

Gesamtmolekülmasse von N_2O . Der verwendete Umrechnungsfaktor betrug somit 44/28 (IPCC, 2006). Der zweite Schritt war die Umrechnung in CO_2 -Äquivalente durch Multiplikation mit dem Faktor 298.

Zur Ermittlung des ertragsbezogenen N_2O -Emissionen wurde die Emissionen pro Hektar durch den Ertrag der jeweiligen Kultur dividiert. Die mittleren Erträge und Standardabweichungen sind in Tabelle 15 ersichtlich.

Tabelle 15: Mittlere Erträge und Standardabweichungen (in Klammern) in t ha^{-1} für die Kulturen Kartoffel (25 % TS), Knaulgras (100 % TS), Winterroggen (86 % TS) (2000-2013), Winterraps (91 % TS) (2008-2013) und Winterweizen (86 % TS) (2010-2013) in den unterschiedlichen Stickstoffdüngungsstufen mit und ohne Bewässerung

Kultur	Stickstoff- düngungs- stufe 1 bewässert	Stickstoff- düngungs- stufe 1 un- bewässert	Stickstoff- düngungs- stufe 2 bewässert	Stickstoff- düngungs- stufe 2 un- bewässert	Stickstoff- düngungs- stufe 3 bewässert	Stickstoff- düngungs- stufe 3 un- bewässert
Kartoffel	9,723 ($\pm 4,497$)	10,510 ($\pm 3,997$)	27,106 ($\pm 6,130$)	23,360 ($\pm 6,458$)	29,390 ($\pm 6,357$)	27,630 ($\pm 7,423$)
Winterweizen	1,184 ($\pm 0,406$)	1,094 ($\pm 0,197$)	4,263 ($\pm 0,528$)	3,681 ($\pm 0,534$)	6,071 ($\pm 1,149$)	4,519 ($\pm 0,766$)
Winterraps	0,857 ($\pm 0,514$)	0,785 ($\pm 0,630$)	2,469 ($\pm 0,992$)	2,132 ($\pm 1,093$)	3,198 ($\pm 0,939$)	2,540 ($\pm 1,268$)
Winterroggen	1,917 ($\pm 0,446$)	1,898 ($\pm 0,550$)	4,612 ($\pm 0,491$)	4,558 ($\pm 0,740$)	6,305 ($\pm 0,683$)	5,385 ($\pm 1,038$)
Knaulgras	1,418 ($\pm 0,530$)	0,806 ($\pm 0,336$)	6,309 ($\pm 0,847$)	5,240 ($\pm 1,363$)	10,206 ($\pm 1,321$)	8,117 ($\pm 2,055$)

5.3.3.3 Treibhausgasemissionen der Dieselherstellung und des -verbrauchs

Zur Bestimmung des Dieserverbrauchs wurden die für den Anbau der jeweiligen Kultur notwendigen Arbeitsschritte erfasst und die für die Durchführung benötigte Menge an Diesel auf Grundlage von KTBL (2009) ermittelt (Anhang 1-5). Dabei wurde eine Feld-Hof-Entfernung von 2 km angenommen. Für die Berechnung des Dieserverbrauchs des Pumpenaggregats wurde ein Wert von $2,2 \text{ l h}^{-1}$ angenommen (König, 2009). Dieser Wert basiert auf dem Dieselbedarf einer Saugpumpe mit einer Fördermenge von $17 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Die $17 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ waren die maximale Applikationsleistung des in der Kalkulation verwendeten Beregnungswagens. Für Aufstellung und Betrieb des Beregnungswagens und der Beregnungsmaschine wurden pro Jahr und Hektar etwa 5,0 Liter Dieserverbrauch angenommen (KTBL-Datenbank, 2014). Die Berechnung der CO_2 -Emissionen aus der Verbrennung von Diesel erfolgte unter der Annahme, dass ein Liter Diesel 2,6 kg CO_2 freisetzt (Robertson & Grace, 2004). Basierend auf der Datenbank ecoinvent wurde als

Treibhausgasemissionen für die Herstellung von Diesel und den Transport zum Endverbraucher der Wert 0,5 kg CO₂-eq. kg Diesel⁻¹ angenommen (Dichte von Diesel 0,8 kg l⁻¹) (Robertson & Grace, 2004). Dieser Wert beinhaltet die Produktionsprozesse in der Raffinerie und den Transport von der Raffinerie zum Endverbraucher.

5.3.3.4 Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Pflanzenschutzmittel

Die Pflanzenschutzmittel wurden auf der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Bedarf eingesetzt. Somit konnte der Einsatz von Jahr zu Jahr stark variieren. Für die Aufstellung der Treibhausgasbilanz war es notwendig, ein einheitliches Pflanzenschutzmanagement anzunehmen. Das angenommene Management orientierte sich bezüglich der Wirkstoffe und der Einsatzhäufigkeit stark an den auf der Versuchsanlage typischen Pflanzenschutzmaßnahmen. Für die Bestimmung der Treibhausgasemissionen der Herstellung wurden die eingesetzten Pflanzenschutzmittel in spezifische Wirkstoffklassen entsprechend der Datenbank ecoinvent eingeteilt. Die Zuordnung der Wirkstoffe erfolgte nach Jungbluth et al. (2007).

Für die Kartoffel wurde aufgrund des häufigen Befalls mit Kartoffelkäfern (*Leptinotarsa decemlineata* Say.) und zum Schutz vor der Kraut- und Knollenfäule (*Phytophthora infestans*) ein zweifacher Einsatz von Insektiziden und vierfacher Einsatz von Fungiziden angenommen. Als Insektizid wurde Karate® Zeon mit einem synthetischen Pyrethroid als Hauptwirkstoff und als Fungizide Ranman Top und Shirlan® angenommen. Da die Wirkstoffe der beiden Fungizide keiner der in der Datenbank ecoinvent angegebenen spezifischen Wirkstoffklassen eindeutig zuzuordnen waren, erfolgte die Zuordnung zur Klasse „unspezifische Fungizide“. Auch für den Raps wurde aufgrund dessen hoher Gefährdung durch Insekten, wie zum Beispiel den gefleckten Kohltriebrüssler (*Ceutorhynchus pallidactylus* (Marsh.)), den großen Rapsstängelrüssler (*Ceutorhynchus napi* Gyll.), den Rapsglanzkäfer (*Meligethes aeneus* F.) sowie den Kohlschotenrüssler (*Ceutorhynchus assimilis* Payk.) und die Kohlschotenmücke (*Dasineura brassicae* Winn.) drei Insektizidbehandlungen mit synthetischen Pyrethroiden als Wirkstoff angenommen. Dazu kamen eine Fungizidbehandlung und eine Herbizidbehandlung. Als typisches Fungizid in Raps gegen übliche Pilzerkrankungen wie Wurzelhals- und Stängelfäule (*Leptosphaeria maculans* (Desm.) Ces. & de Not.), Weißstängeligkeit (*Sclerotinia sclerotiorum* (Lib.) de Bary) und Kohlschwärze (*Alternaria brassicae* (Berk.) Sacc.) wurde Folicur® angewendet. Bei diesem Fungizid erfolgte eine Zuordnung zur Klasse „zyklische N-Verbindungen“. Als Herbizid wurde Butisan® Gold angenommen, dessen Wirkstoff der Klasse der unspezifischen Herbizide zuzuordnen war.

Bei den beiden Getreidearten Winterweizen und Winterroggen spielten tierische Schaderreger generell nur eine untergeordnete Rolle. Darum wurden Insektizide bei diesen beiden Kulturen nicht mit berücksichtigt. Der Pflanzenschutzmitteleinsatz beschränkte sich im Wesentlichen auf die Applikation von Fungiziden und Herbiziden. Für die Kalkulation wurde eine einmalige Fungizidanwendung mit Capalo® angenommen. Bei Capalo® handelt es sich um ein Fungizid gegen Mehltau (*Blumeria graminis*), verschiedene Getreideroste (*Puccinia* ssp.) und Blattdürre (*Septoria tritici* ssp.). Dieses wurde der Klasse „zyklische N-Verbindungen“ zugeordnet. Das in Getreide verwendete Herbizid gegen Unkräuter und Ungräser war Fenikan®. Der darin enthaltene Wirkstoff wurde der Klasse der Diphenylether-Verbindungen zugeordnet. In der Kultur Knaulgras wurde kein Pflanzenschutzmittel appliziert. In der Tabelle 16 sind die der Datenbank ecoinvent entnommenen Treibhausgasemissionen der Herstellung je kg Pflanzenschutzmittel sowie die Aufwandmengen pro Hektar ersichtlich. Die angegebenen Treibhausgasemissionen der Herstellung umfassen die Produktion der jeweiligen Pflanzenschutzmittel in der Fabrik inklusive der eingehenden Rohchemikalien sowie des Transports des Pflanzenschutzmittels zum Verbraucher.

Tabelle 16: Art, Aufwandmenge und Treibhausgasemissionen der Herstellung der Pflanzenschutzmittel

Pflanzen- schutzmittel	Kultur	Typ	Anwen- dungen	Aufwandmenge l ha ⁻¹ je Anwendung	Dichte kg l ⁻¹	Aufwandmenge kg ha ⁻¹	Wirkstoffklasse nach econivent	Treibhausgas- emissionen der Herstellung kg CO ₂ -eq. kg ⁻¹ Pflanzenschutzmittel
Butisan® Gold	Raps	Herbizid	1	2,20	1,11	2,44	unspezifisches Herbizid	10,24
Capalo®	Winter- roggen Winter- weizen	Fungizid	1	1,20	1,01	1,21	zyklische N- Verbindungen	15,26
Fenikan®	Winter- roggen Winter- weizen	Herbizid	1	2,00	1,11	2,22	Diphenylether- Verbindungen	12,10
Folicur®	Raps	Fungizid	1	1,50	0,97	1,46	zyklische N- Verbindungen	15,26
Karate® Zeon	Kartoffel Raps	Insektizid	2 3	0,08	1,06	0,08	Pyrethroide	17,56
Ranman top®	Kartoffel	Fungizid	4	0,50	1,10	0,55	unspezifisches Fungizid	10,58
Shirlan®				0,40	1,30	0,52		

5.3.3.5 Treibhausgasemissionen der Herstellung des eingesetzten Saat- und Pflanzguts

Die Treibhausgasemissionen der Herstellung des Saatgutes beziehen sich primär auf die Prozesse und eingesetzten Ressourcen der Kultivierung der Mutterpflanzen (Bodenbearbeitung, Düngung, Pflanzenschutz, Ernte sowie eingesetzte Betriebsmittel) sowie Prozesse nach der Ernte des Saat- beziehungsweise Pflanzguts. Dazu zählen der Transport vom Landwirt zur verarbeitenden Fabrik, Reinigungs-, Sortierungs-, Beiz- und Abpackprozesse sowie der Transport des abgepackten Saatguts zum Händler. Bei der Kultur Kartoffel wurde davon ausgegangen, dass pro Hektar 2800 kg Pflanzgut mit einem mittleren Trockensubstanzgehalt von 22 % benötigt wird. Dies entspricht etwa 40000 Knollen pro Hektar. Die Treibhausgasemissionen der Herstellung pro kg Frischmasse wurden mit 0,2 kg CO₂-eq. angenommen. Die Aussaatmenge beim Winterraps betrug 3 kg ha⁻¹. Dies entspricht bei einem Tausendkorngewicht von 4,5 g etwa 65 Körner pro m². Die Treibhausgasemissionen der Herstellung je kg Rapssaatgut lagen bei 1,738 kg CO₂-eq. Bei Winterweizen lag die Aussaatmenge bei 130 kg ha⁻¹. Dies resultierte aus einem Ziel von etwa 250 keimfähigen Körnern pro m² bei einem Tausendkorngewicht von 50 g. Die Treibhausgasemissionen der Weizensaatgutproduktion lag bei 0,6 kg CO₂-eq. je kg Weizensaatgut. Bei Winterroggen lag die Aussaatmenge bei 100 kg ha⁻¹. Dies bezog sich auf das Ziel von etwa 270 keimfähigen Körnern pro m² bei einem Tausendkorngewicht von 35 g. Bei Winterroggensaatgut wurden die Treibhausgasemissionen der Herstellung pro kg Saatgut mit 0,3 kg CO₂-eq. angenommen. Die Aussaatmenge betrug bei Knautgras 20 kg ha⁻¹. Die in der Datenbank ecoinvent angegebenen Treibhausgasemissionen der Herstellung pro kg Grassaatgut lag bei 2 kg CO₂-eq.

5.3.3.6 Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der eingesetzten Maschinen

Die Bodenbearbeitungs-, Saat-, Pflege-, Ernte- und Transporttechnik wurde auf Grundlage von Kalkulationsvorschlägen zur Leistungs-Kostenrechnung der Online-KTBL-Datenbank angenommen. Die Mechanisierung entsprach einem Standardtraktor mit einer Motornennleistung von 83 kW. Die in die Kalkulation eingehenden Maschinen mit ihren Massen, der Nutzungsdauer und Gesamtauslastung sind in Anhang 6 aufgeführt. Die in der Datenbank ecoinvent angegebenen Treibhausgasemissionen für die Maschinenherstellung umfassen die Herstellung der Maschine sowie Wartung und Reparaturen über die Nutzungsdauer. Darin enthalten sind auch die Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Rohmaterialien. Die Zuordnung der Treibhausgasemissionen der Maschinenproduktion pro Flächeneinheit (ha) und Kultur erfolgte durch die Ermittlung des Anteils der Auslastung je Anbauperiode und Hektar (AAp) an der Gesamtleistung der

Maschine. Diese wurde über die Formel 9 errechnet. Eine Anbauperiode begann mit der Grundbodenbearbeitung und endete mit der Stoppelbearbeitung nach der Ernte.

$$AAp = \frac{\text{Auslastung pro Hektar und Anbauperiode}}{\text{Gesamtauslastung}} \quad (9)$$

Diese Zuordnung erfolgte je nach gegebener Auslastungseinheit. Bei der Angabe der Auslastung in Arbeitsstunden wurde die Arbeitszeit, die zur Bewirtschaftung eines Hektars Fläche mit der jeweiligen Maschine notwendig ist, über KTBL (2009) ermittelt. War die Auslastungsschwelle in Nutzlast angegeben (Dreiseitenkippanhänger, Schleuderstreuer), erfolgte die Zuordnung der Treibhausgasemissionen über die Masse der für die jeweilige Kultur auf die Fläche transportierten und ausgebrachten Betriebsmittel und der abgefahrenen Erntegüter. Bei dem Schleuderstreuer wurde die Masse der jährlich pro Hektar applizierten Mengen an N-, P- und K-Dünger sowie Kalk in die Berechnung einbezogen und für den Dreiseitenkippanhänger die Masse des transportierten Saat- oder Pflanzguts, Düngers, Kalks und des Ernteguts (Tabelle 17). Die angenommene Masse des Ernteguts wurde über die Ertragsdaten ermittelt. Für Kartoffel, Knautgras und Winterroggen wurden die Werte von 2000 bis 2013 berücksichtigt. Winterraps wurde seit dem Jahr 2008 und Winterweizen seit 2010 angebaut. Die mittleren Erträge für die einzelnen Kulturen sind in Tabelle 15 dargestellt.

Bei der Rundballenpresse war die Auslastung in Anzahl Rundballen angegeben. Die Anzahl pro Hektar wurde ebenfalls über den in Tabelle 15 angegebenen Mittelwert der langjährigen Ertragsdaten ermittelt. Die Masse eines Rundballens mit einem Durchmesser von 1,2 m wurde mit 0,320 t angenommen. Die Rundballenanzahl ($n_{\text{Rundballen}}$) pro Hektar und Anbauperiode ergab sich aus der Division der Jahreserträge pro Hektar bei einer Gutfeuchte von 14 % durch die Masse eines Rundballens.

Bei dem Beregnungswagen und der Beregnungsmaschine war die Auslastungsschwelle in m^3 angegeben. Die jährliche Nutzung pro Hektar wurde über die langjährigen mittleren jährlichen Beregnungsmengen der einzelnen Kulturen berechnet. Diese waren $1678,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ für Knautgras, $935,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ für Kartoffel, $624,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ für Winterweizen, $924,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ für Winterraps und $545,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ für Winterroggen. Die stündliche Leistung des Beregnungswagens lag bei $17 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Aus diesen Werten wurden auch die jährlichen Arbeitszeiten der Beregnungspumpe pro Hektar ermittelt. Daraus ergab sich ein jährlicher Arbeitszeitbedarf von $98,70 \text{ h ha}^{-1}$ für die Kultur Knautgras, $36,76 \text{ h ha}^{-1}$ für Winterweizen, $55,00 \text{ h ha}^{-1}$ für Kartoffel, $54,35 \text{ h ha}^{-1}$ für Winterraps und $32,05 \text{ h ha}^{-1}$ für Winterroggen. Die für die einzelnen Kulturen und Varianten ermittelte jährliche Auslastung ist in den Anhängen 7-11 dargestellt. Die Berechnung der Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der eingesetzten Maschinen pro Hektar erfolgte über die Multiplikation der jährlichen

Auslastung mit den Gesamtreibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Maschine ($\text{THG}_{\text{Maschine}}$).

Tabelle 17: Ausgebrachte Mengen an Dünger sowie Saat- und Pflanzgut

Kultur	Knautgras	Kartoffel	Winterroggen	Winterweizen	Winterraps
Stickstoff- düngungsstufe 1	0 kg KAS ha ⁻¹	0 kg KAS	0 kg KAS	0 kg KAS	0 kg KAS
	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹
	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹
	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹
	20 kg Saatgut ha ⁻¹	2800 kg Pflanzgut ha ⁻¹	100 kg Saatgut ha ⁻¹	120 kg Saatgut ha ⁻¹	4 kg Saatgut ha ⁻¹
Stickstoff- düngungsstufe 2	444,4 kg KAS ha ⁻¹	222,2 kg KAS ha ⁻¹	222,2 kg KAS ha ⁻¹	222,2 kg KAS ha ⁻¹	333,3 kg KAS ha ⁻¹
	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹
	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹
	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹
	20 kg Saatgut ha ⁻¹	2800 kg Pflanzgut ha ⁻¹	100 kg Saatgut ha ⁻¹	120 kg Saatgut ha ⁻¹	4 kg Saatgut ha ⁻¹
Stickstoff- düngungsstufe 3	888,8 kg KAS ha ⁻¹	444,4 kg KAS ha ⁻¹	444,4 kg KAS ha ⁻¹	444,4 kg KAS ha ⁻¹	629,6 kg KAS ha ⁻¹
	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹	303 kg Kornkali ha ⁻¹
	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹	87 kg TSP ha ⁻¹
	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹	alle 3 Jahre 1000 kg CaCO ₃ ha ⁻¹
	20 kg Saatgut ha ⁻¹	2800 kg Pflanzgut ha ⁻¹	100 kg Saatgut ha ⁻¹	120 kg Saatgut ha ⁻¹	4 kg Saatgut ha ⁻¹

KAS = Kalkammonsalpeter, TSP = Triple-Superphosphat,

Dieses ergab sich aus der Multiplikation der in Anhang 6 angegebenen Werte pro kg Maschine mit der Maschinenmasse (Formel 8).

$$\text{THG}_{(\text{Maschine})} = \text{THG kg}^{-1} \text{ Maschine} \times \text{Maschinenmasse (kg)} \quad (10)$$

5.3.3.7 Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Düngemittel

Auf den Flächen wurden Stickstoff-, Kalium- und Phosphordünger eingesetzt sowie alle drei Jahre eine Kalkung durchgeführt. Als Stickstoffdünger wurde Kalkammonsalpeter (KAS) mit 26,5 % N eingesetzt. Die Treibhausgasemissionen der Herstellung für 1 kg N in KAS war 8,657 kg CO₂-eq. Dieser Wert umfasst den Produktionsprozess von KAS aus Ammonium, Salpetersäure und Dolomit, inklusive der Herstellung und des Transports der Rohmaterialien zur Düngemittelfabrik und des Transports von KAS zum Händler. Kalium wurde in Form von Kornkali appliziert. Kornkali enthält 40 % Kaliumoxid (K₂O) in Form von Kaliumchlorid (KCl) und zudem 9 % Magnesiumoxid (MgO), 3 % Natrium (N) und 5 % Schwefel (S). Da Kornkali dieser Form nicht in der Datenbank ecoinvent beschrieben ist, wurden die Treibhausgasemissionen der Herstellung von Kaliumchlorid (60% K₂O) verwendet. Diese lagen bei 0,499 kg CO₂-eq. kg⁻¹ K₂O in Kaliumchlorid und umfassten den Abbau, die Prozesse der Konzentration von Kaliumchlorid, der Trocknung, der Abpackung und den Transport zum Händler. Als Phosphordünger wurde Triple-Superphosphat mit 46 % Phosphorpentoxid (P₂O₅) eingesetzt. Die Treibhausgasemissionen der Herstellung wurden mit 2,025 kg CO₂-eq. kg⁻¹ P₂O in Triple-Superphosphat angegeben. Die darin berücksichtigten Prozesse umfassten die Produktion aus Phosphorsäure und Rohphosphat. Darin enthalten waren sowohl die Transportprozesse der Rohmaterialien zur Fabrik als auch des fertigen Produkts zum Händler. Die Kalkung erfolgte durch die Applikation von Calciumcarbonat (CaCO₃). Die Treibhausgasemissionen der Herstellung lagen bei 0,013 kg CO₂-eq. kg⁻¹ CaCO₃. Dieser Wert umfasst die Produktionsprozesse des Mahlens, Siebens und der Lagerung sowie den Transport zum Händler. Die in den einzelnen Kulturen und Varianten applizierten Düngermengen sind in der Tabelle 17 ersichtlich.

5.3.3.8 Ermittlung der Gesamttreibhausgasemissionen je Flächen- und Ertragseinheit

Für die Ermittlung der Gesamttreibhausgasemissionen pro Flächeneinheit wurden die direkten und indirekten Treibhausgasemissionen addiert.

$$\begin{aligned} \text{THG}_{(\text{Gesamt})} = & \text{THG}_{(\Delta \text{Corg})} + \text{THG}_{(\text{N}_2\text{O})} + \text{THG}_{(\text{Diesel})} + \text{THG}_{(\text{Dünger})} \\ & + \text{THG}_{(\text{Pflanzenschutz})} + \text{THG}_{(\text{Saatgut})} + \text{THG}_{(\text{Maschine})} \end{aligned} \quad (11)$$

$$\text{THG}_{(\text{Gesamt})} = \text{Gesamttreibhausgasemissionen}$$

$THG_{(\Delta C_{org})}$ = Treibhausgasemissionen aus den Änderungen der C_{org} -Vorräte des Bodens

$THG_{(N_2O)}$ = bodenbürtige N_2O -Emissionen

$THG_{(Diesel)}$ = Treibhausgasemissionen der Herstellung und des Verbrauchs von Diesel

$THG_{(Dünger)}$ = Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Düngemittel

$THG_{(Pflanzenschutz)}$ = Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten
Pflanzenschutzmittel

$THG_{(Saatgut)}$ = Treibhausgasemissionen der Herstellung des eingesetzten Saat- und
Pflanzguts

$THG_{(Maschine)}$ = Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der eingesetzten
Maschinen

Für die Berechnung der Treibhausgasemissionen pro Ertragseinheit wurden die mittleren Gesamtreibhausgasemissionen pro Hektar durch die Erträge pro Hektar dividiert.

5.4 Ergebnisse und Diskussion

5.4.1 Treibhausgasemissionen aus den Änderungen der C_{org} -Vorräte des Bodens

In den bewässerten Stickstoffdüngungsstufen 2 und 3 wurden ab dem Zeitraum 2000 bis 2004 und in der bewässerten Düngungsstufe 1 ab dem Zeitraum 2009 bis 2013 Zunahmen der C_{org} -Gehalte festgestellt (s. Kap. 3.4.2). Ohne Bewässerung kam es mit Ausnahme der Stickstoffdüngungsstufe 3 zu Abnahmen der C_{org} -Vorräte und somit zur Freisetzung von CO_2 . Hingegen wurden unter Bewässerung in allen Stickstoffdüngungsstufen negative Treibhausgasemissionen infolge der C_{org} -Anreicherung und des damit verbundenen CO_2 -Entzugs aus der Atmosphäre ermittelt (Abbildung 21). In der bewässerten Stickstoffdüngungsstufe 1 wurde eine mittlere jährliche CO_2 -Bindung von 303 kg ha^{-1} und in der bewässerten Stickstoffdüngungsstufe 2 von 323 kg ha^{-1} festgestellt. Der vergleichsweise hohe Wert in der bewässerten Stickstoffdüngungsstufe 1 in Kombination mit der hohen Standardabweichung resultierte hauptsächlich aus dem Effekt des Wechsels in der Fruchtfolge von Wintergerste zu Winterweizen und der starken Reaktion des Winterweizens in dieser Stickstoffdüngungsstufe auf die Bewässerung. Die höchste mittlere jährliche CO_2 -Bindung wurde mit $485 \text{ kg } CO_2\text{-eq. ha}^{-1}$ in der bewässerten Stickstoffdüngungsstufe 3 ermittelt. CO_2 -Emissionen aus dem Abbau des organischen Bodenkohlenstoffvorrats wurden in der unbewässerten Stickstoffdüngungsstufe 1 und 2 festgestellt. In der unbewässerten Stickstoffdüngungsstufe 1 wurde ein Wert von $424 \text{ kg } CO_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Dieser Abbau von C_{org} resultierte daraus, dass ab 1995 infolge der Einstellung der Stickstoffdüngung die Kohlenstoffeinträge aus den Ernterückstandsmengen deutlich gesunken waren. Auch die Emissionen in der unbewässerten Stickstoffdüngungsstufe 2 in Höhe von $110 \text{ kg } CO_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sind durch die Verminderung der Stickstoffdüngermenge

ab 1995 und dem daraus resultierenden niedrigeren Eintrag von Kohlenstoff aus Ernterückständen zu begründen.

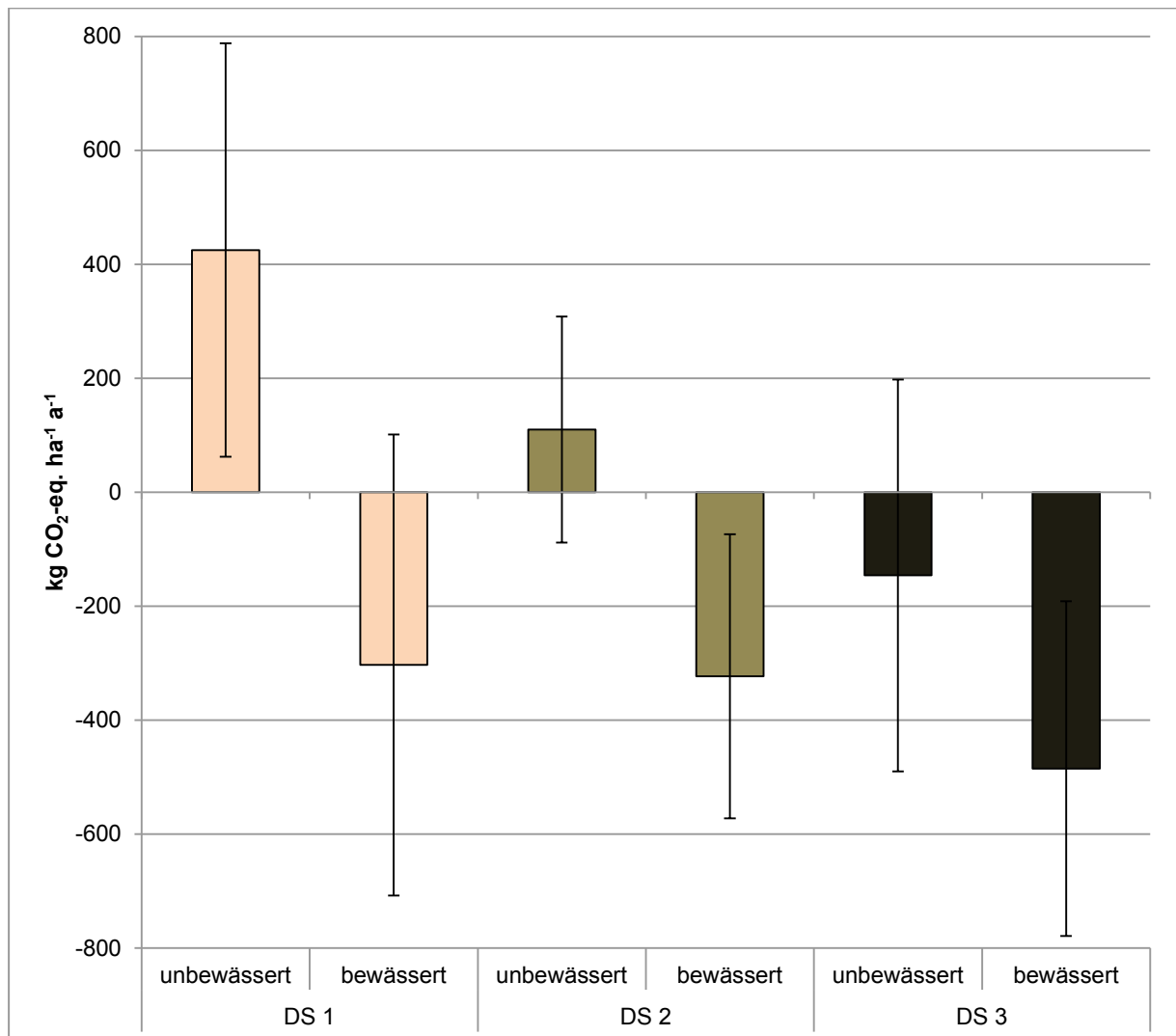


Abbildung 21: Treibhausgasemissionen aus der Änderung der C_{org}-Vorräte

5.4.2 N₂O-Emissionen

Bei den über die standortangepassten N₂O-Emissionsfaktoren berechneten N₂O-Emissionen zeigte sich eine deutliche Abhängigkeit von der Höhe der mineralischen Stickstoffdüngung und der angebauten Kultur (Abbildung 22).

Erwartungsgemäß waren die kalkulierten N₂O-Emissionen in der ungedüngten Variante am geringsten, da hier ausschließlich die Stickstoffmenge in den Ernteresten und aus dem Abbau organischer Bodensubstanz in die Berechnung einbezogen wurde. Zudem war die Menge an Ernteresten aufgrund des in diesen Varianten vorherrschenden Stickstoffmangels gering.

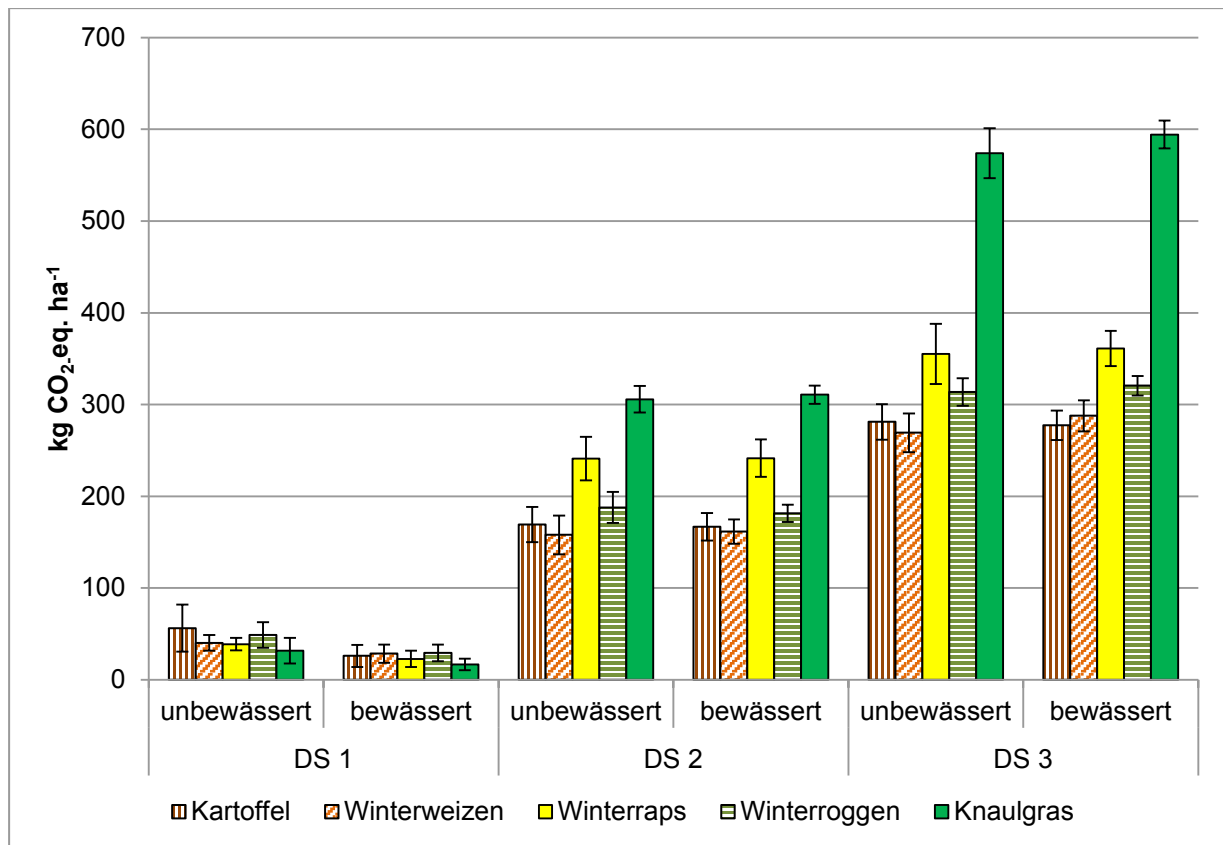


Abbildung 22: N₂O-Emissionen pro Hektar

In den mit mineralischem Stickstoff versorgten Varianten ergaben sich die Unterschiede zwischen den Kulturen primär durch die unterschiedlich hohen Stickstoffgaben. So wurden für Knaulgras, wo mit 120 kg N ha⁻¹ in der Stickstoffdüngungsstufe 2 und 240 kg ha⁻¹ in der Stickstoffdüngungsstufe 3 im Vergleich zu den anderen Kulturen die höchsten Mengen an mineralischen Stickstoff appliziert wurden, die höchsten Treibhausgasemissionen bestimmt. Winterraps wies in der Stickstoffdüngungsstufe 2 etwa 10 % und in der Düngungsstufe 3 etwa 30 % geringere Werte auf als Knaulgras. Diese Unterschiede zum Knaulgras resultierten aus dem Verhältnis der zugrunde liegenden Stickstoffmengen. Mit 110 kg N ha⁻¹ in der Stickstoffdüngungsstufe 2 und 170 kg N ha⁻¹ in der Stickstoffdüngungsstufe 3 wurden im Winterraps etwa 90 % beziehungsweise 70 % der Stickstoffdüngermenge von Knaulgras appliziert. Die errechnete Stickstoffmenge aus den Rapsernterückständen entsprach etwa 70 % (Stickstoffdüngungsstufe 2) beziehungsweise etwa 60 % (Stickstoffdüngungsstufe 3) der Stickstoffmenge aus den Rückständen des Knaulgrases.

Bei Winterweizen und Winterroggen zeigten sich in den Stickstoffdüngungsstufen 2 und 3 nur geringfügige Unterschiede zwischen den Kulturen von etwa 2 % bis 9 %. Dabei wurden für Winterroggen in den unbewässerten Varianten die tendenziell höheren N₂O-Emissionen bestimmt als für den Winterweizen. In den bewässerten Varianten war dies umgekehrt. Dies resultierte daraus, dass Winterroggen in den unberegneten Varianten höhere Korn- und

Stroherträge aufwies als Winterweizen. Somit ergab sich für Winterroggen ein höherer Wert an Stickstoff aus Ernterückständen. Unterschiede in der Höhe an Ernterückständen und der darin enthaltenen Stickstoffmenge waren auch der Grund für die Differenz in N₂O-Emissionen zwischen Kartoffel und den beiden Getreidearten. Für Kartoffeln wurde im Vergleich zu den anderen Kulturen die geringste Menge an Ernterückständen berechnet.

Unter Bewässerung wurden in den meisten Fällen leicht höhere N₂O-Emissionen pro Hektar berechnet. So wies auch die Kultur Winterweizen unter Bewässerung in der Stickstoffdüngungsstufe 2 um etwa 2 % und in Stickstoffdüngungsstufe 3 um etwa 7 % höhere Werte auf. Dieses Ergebnis steht im Gegensatz zu den Resultaten der am Standort durchgeführten Messungen (Kapitel 4.4.3), wo die N₂O-Emissionen unter Bewässerung im Mittel um etwa 18 % geringer waren. Hier ist zu beachten, dass der Unterschied von 18% nicht signifikant war. Die abweichenden Tendenzen der berechneten und gemessenen N₂O-Emissionen können zum Teil durch die unterschiedliche Einbeziehung der Erntereste erklärt werden. Die Stickstoffmenge in den Ernteresten kann einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der N₂O-Emissionen haben (Baggs *et al.*, 2000, Novoa & Tejeda, 2006). Bei den beschriebenen N₂O-Messungen im Winterweizen war es aufgrund des mit der Ernte endenden Messzeitraumes nicht möglich, den Effekt des in den Ernteresten des Winterweizens enthaltenen Stickstoffs auf die N₂O-Emissionen zu erfassen. Dafür wurde der in den Ernteresten der Vorfrucht Kartoffel enthaltene Stickstoff dem Winterweizen zugerechnet. Da die Gesamttreibhausgasbilanz jedoch möglichst unabhängig von der Fruchtfolge sein sollte, wurden in dieser nur die aus der Kultur resultierenden Erntereste einbezogen und anders als bei den N₂O-Messungen auf eine Zuordnung von vorfruchtspezifischen Stickstoffquellen verzichtet.

Ein weiterer deutlicher Unterschied der berechneten zu den gemessenen N₂O-Emissionen zeigte sich beim Einfluss der mineralischen Düngung. In den Messungen waren zwischen der ungedüngten und der gedüngten Variante keine wesentlichen Unterschiede in der Höhe der N₂O-Emissionen erfassbar. Bei den über Emissionsfaktoren ermittelten Werten existierten hingegen starke Differenzen zwischen den ungedüngten und gedüngten Varianten. Die geringen Unterschiede in den Düngungsstufen in den N₂O-Messungen resultierten primär aus dem schwachen Effekt der mineralischen Düngung auf die N₂O-Emissionen. Gründe hierfür waren zum Teil ungünstige Bodenfeuchtebedingungen für die N₂O-produzierenden Mikroorganismen infolge von ausbleibenden oder geringen Niederschlägen (Kap. 4.4.2). Hier zeigt sich auch die Problematik bei der Nutzung von Emissionsfaktoren. Die Wirkungen von Bodentypen, Fruchtfolge, Bewirtschaftung und Wettereinflüssen wurden bisher nur unzureichend integriert (Haas *et al.*, 2013, Lesschen *et al.*, 2011). Aktuell werden komplexere Modelle entwickelt, in denen diese Faktoren berücksichtigt werden (Boyer *et al.*, 2006, Haas *et al.*, 2013, Novoa & Tejeda, 2006). Jedoch sind zur Modellanpassung und

Validierung weiterhin Feldmessungen mit einer möglichst hohen Messfrequenz notwendig (Scheer *et al.*, 2014). Während die N₂O-Emissionen pro Hektar unter Bewässerung in vielen Fällen höher waren als ohne Bewässerung, war dies bei der Bezugseinheit Ertrag umgekehrt (Abbildung 23).

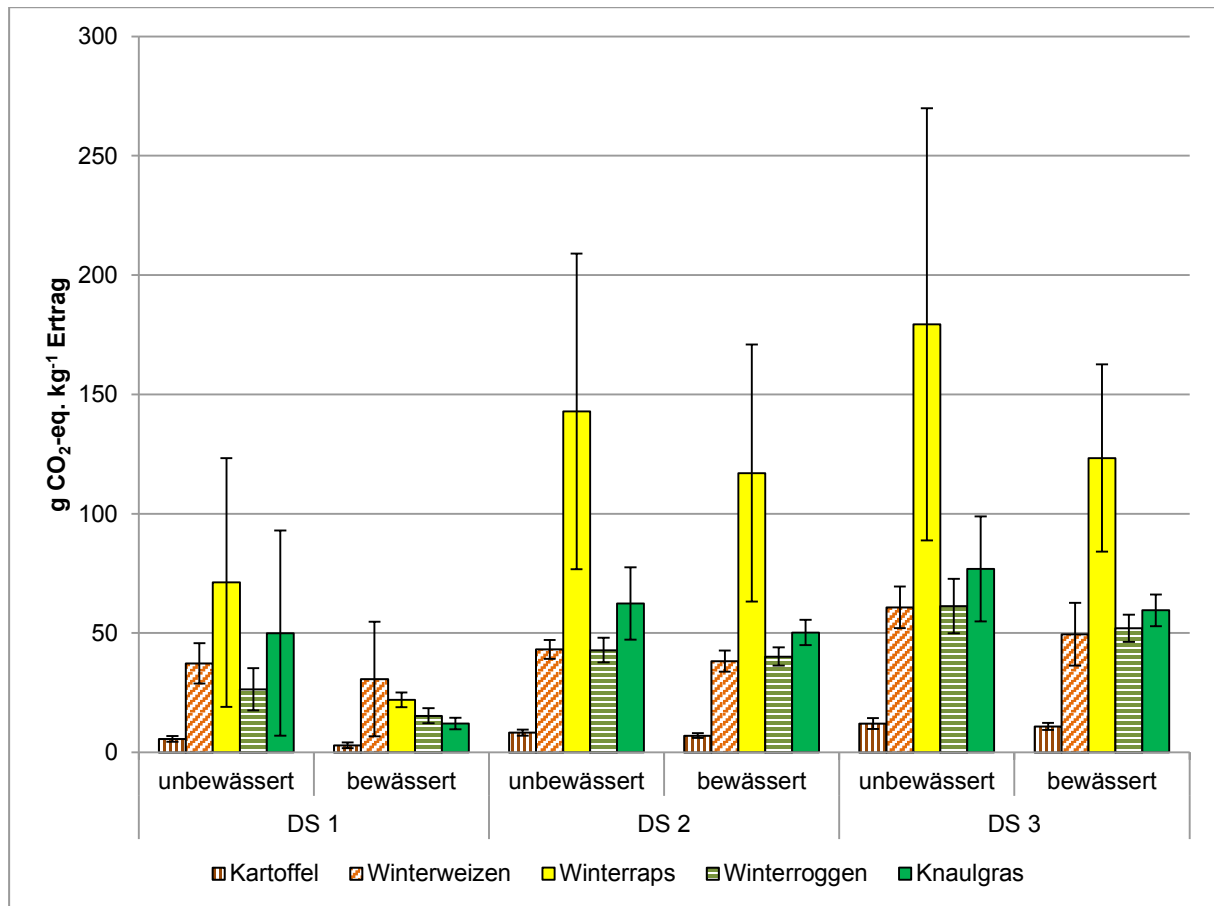


Abbildung 23: N₂O-Emissionen pro kg Ertrag

Die größten Unterschiede waren in der Stickstoffdüngungsstufe 1 feststellbar. Hier waren die mittleren ertragsbezogenen N₂O-Emissionen in Abhängigkeit von der Kultur unter Bewässerung um 18 % bis 75 % geringer als ohne Bewässerung. In der Stickstoffdüngungsstufe 2 waren die Werte unter Bewässerung um 6 % bis 18 % und in der Düngungsstufe 3 um 5 % bis 31 % geringer als ohne Bewässerung. Unterschiede zwischen den Kulturen ergaben sich primär aus den unterschiedlichen Massen der Ernteerträge. So waren die ertragsbezogenen N₂O-Emissionen der Kartoffel am geringsten und beim Winterraps am höchsten. Bei Winterraps fiel auf, dass im Vergleich zu den anderen Kulturen sehr hohe Standardabweichungen vorlagen. Diese resultierten daraus, dass es bei Winterraps in den einzelnen Anbaujahren zu starken Ertragsschwankungen kam.

5.4.3 Treibhausgasemissionen der Herstellung und des Verbrauchs von Diesel

Der Dieserverbrauch und damit die Höhe der daraus resultierenden Treibhausgasemissionen waren sowohl von den kulturspezifischen Produktionsverfahren als auch von der Bewässerungshöhe abhängig. Das Dieselpumpenaggregat verursachte in allen Kulturen einen deutlich höheren Dieserverbrauch. In Abhängigkeit von der Intensität führte Bewässerung teilweise zu mehr als einer Verdopplung bis hin zu einer Verdreifachung der Treibhausgasemissionen der Herstellung und des Verbrauchs von Dieseldieselkraftstoff (Abbildung 24).

In den unbewässerten Varianten waren die aus der Dieseldieselherstellung und dem Dieserverbrauch resultierenden Treibhausgasemissionen in der Kultur Kartoffel am höchsten. Dies war primär durch den Einsatz der schweren Lege- und Erntetechnik bedingt. Auch führte die häufige Durchführung von Pflanzenschutzmaßnahmen zu einem höheren Verbrauch von Dieseldieselkraftstoff und damit zu höheren Emissionen. Die einmalige Applikation von Stickstoffdünger resultierte nur in einem marginal höheren Dieserverbrauch von etwa einem halben Liter pro Hektar im Vergleich zur nicht mit Stickstoff versorgten Variante. Hinsichtlich des Zusatzwasserbedarfs und des damit verbundenen Dieserverbrauchs zum Antrieb der Bewässerungstechnik war die Kartoffel die zweitintensivste Kultur. In den bewässerten Varianten führte der zusätzliche Dieserverbrauch zu einer Verdopplung der damit verbundenen Treibhausgasemissionen.

Die Treibhausgasemissionen der Dieseldieselherstellung und des -verbrauchs waren in den unbewässerten Varianten von Winterweizen und Winterroggen identisch, da sich die Anbausysteme beider Kulturen bezüglich der agrotechnischen Maßnahmen kaum unterschieden und nur bei der durchschnittlichen Beregnungshöhe Unterschiede auftraten. Winterweizen und Winterroggen hatten von den fünf untersuchten Kulturen den geringsten Bewässerungsbedarf und somit waren auch die aus dem Dieserverbrauch zum Pumpenantrieb resultierenden Treibhausgasemissionen mit $210,29 \text{ kg CO}_2\text{-eq. ha}^{-1}$ (Winterweizen) und $183,38 \text{ kg CO}_2\text{-eq. ha}^{-1}$ (Winterroggen) am geringsten. Jedoch führte Bewässerung in Winterweizen und Winterroggen zu einer Erhöhung der Treibhausgasemissionen der Dieseldieselherstellung und des Dieserverbrauchs um 118 bis 138 %. Winterraps hatte einen höheren Zusatzwasserbedarf als Winterweizen und Winterroggen, was zu einem entsprechend gesteigerten Dieserverbrauch und zu damit verbundenen höheren Treibhausgasemissionen von $310,9 \text{ kg CO}_2\text{-eq. ha}^{-1}$ führte. Verglichen zu den unbewässerten Varianten bedeutete dies in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngungsstufe eine Zunahme der Treibhausgasemissionen der Dieseldieselherstellung und des Dieserverbrauchs um 186 % bis 191 %.

Im Vergleich zu den anderen Druschfrüchten führten beim Winterraps auch die häufigen Pflanzenschutzmaßnahmen zu einem erhöhten Dieserverbrauch.

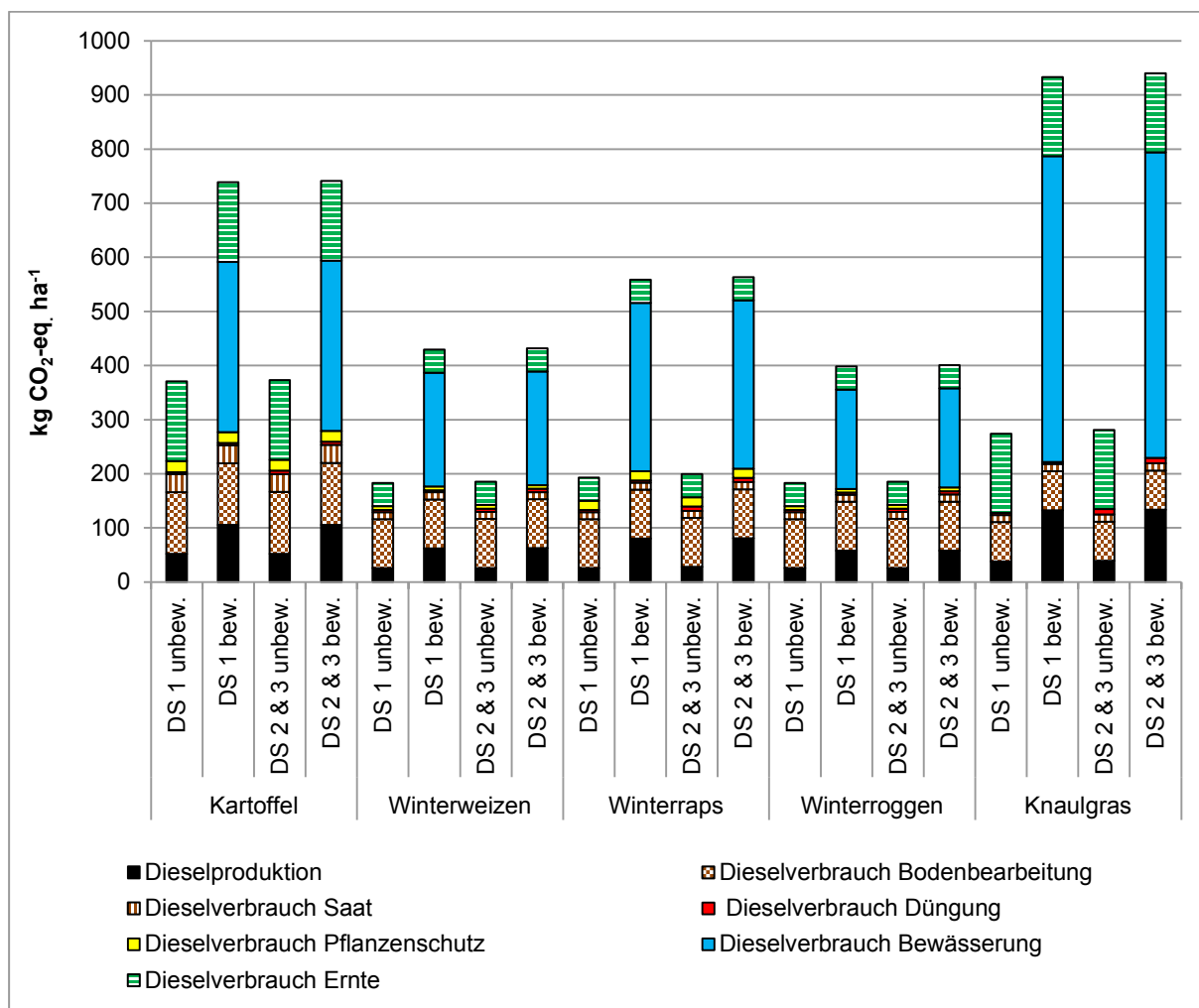


Abbildung 24: Treibhausgasemissionen der Herstellung und des Verbrauchs von Dieseldieselkraftstoff

Knautgras hatte den höchsten Zusatzwasserbedarf und mit $564,60 \text{ kg CO}_2\text{-eq. ha}^{-1}$ die höchsten aus dem Dieserverbrauch für den Antrieb der Pumpe resultierenden Treibhausgasemissionen. Die bewässerungsbedingte Steigerung der Treibhausgasemissionen des Dieserverbrauchs und der Dieselherstellung lag bei etwa 220 %. In der Kultur Knautgras bestand infolge der drei Schnitte pro Jahr mit jeweils mehreren Arbeitsgängen zudem ein hoher Treibstoffbedarf für die Ernte. Ein Schnitt inklusive der dazugehörigen Prozesse führte zu einem Dieserverbrauch von etwa 19 l ha^{-1} . Daraus resultierend lagen die Treibhausgasemissionen aus dem Verbrauch und der Herstellung von Diesel pro Schnitt bei etwa $57 \text{ kg CO}_2\text{-eq. ha}^{-1}$.

Bewässerung führte durch den deutlich gesteigerten Dieserverbrauch in allen untersuchten Kulturen zu einer starken Erhöhung der damit in Verbindung stehenden Treibhausgasemissionen. Treibstoff- bzw. energiesparende Pumpen könnten somit ein Potenzial zur Minderung der Treibhausgasemissionen bieten. Einsparungspotenzial beim

Dieselvebrauch könnte in allen untersuchten Kulturen auch in der Bodenbearbeitung bestehen. Bei der Bewirtschaftung des Dauerversuchs wurde die Grundbodenbearbeitung primär mit dem Pflug durchgeführt. Pfluglose Verfahren verbrauchen in den meisten Fällen weniger Dieseldkraftstoff (Filipovic *et al.*, 2006, Hernanz *et al.*, 2014) und würden somit auch die daraus resultierenden Emissionen senken. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass pfluglose Bodenbearbeitungsverfahren zu einem erhöhten Herbizideinsatz und somit zu einem gesteigerten Treibstoffaufwand zur Durchführung von Pflanzenschutzmaßnahmen führen können (Gianessi, 2013, Hernanz *et al.*, 2014).

5.4.4 Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Pflanzenschutzmittel

Die Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Pflanzenschutzmittel lagen je nach Kultur zwischen 30 kg CO₂-eq ha⁻¹ und 51 kg CO₂-eq ha⁻¹ (Abbildung 25). Die Kulturen Kartoffel und Raps wiesen aufgrund der häufig notwendigen Pflanzenschutzmaßnahmen mit 48 kg CO₂-eq ha⁻¹ beziehungsweise 51 kg CO₂-eq ha⁻¹ die höchsten Treibhausgasemissionen auf. Bei Winterweizen und Winterroggen waren der Pflanzenschutzmittelaufwand und dementsprechend die Treibhausgasemissionen aus deren Herstellung geringer. In den meisten Anbaujahren war auf dem Standort nur eine Behandlung mit Fungiziden und eine Behandlung mit Herbiziden notwendig. Insektizide wurden in dem der Treibhausgasbilanz zugrunde liegenden Dauerversuch in Winterweizen und Winterroggen nur in seltenen Fällen eingesetzt und somit für diese Kulturen nicht in die Bilanz aufgenommen. Die Treibhausgasemissionen der Pflanzenschutzmittelherstellung lag in diesen Kulturen bei 30 kg CO₂-eq ha⁻¹. In Knaulgras war kein Pflanzenschutzmitteleinsatz notwendig. Bei den vorgestellten Ergebnissen ist zu beachten, dass diese primär für den untersuchten Dauerversuch unter Anwendung der beschriebenen Pflanzenschutzmittel in der angegebenen Aufwandmenge gültig sind. Die Einsatzhäufigkeit von Pflanzenschutzmitteln kann von Anbaujahr zu Anbaujahr und auch von Region zu Region stark variieren (Freier *et al.*, 2011). Zudem können durch die Vielzahl von verfügbaren Wirkstoffen und deren unterschiedliche Treibhausgasemissionen bei der Herstellung deutliche Abweichungen von den hier vorgestellten Werten auftreten.

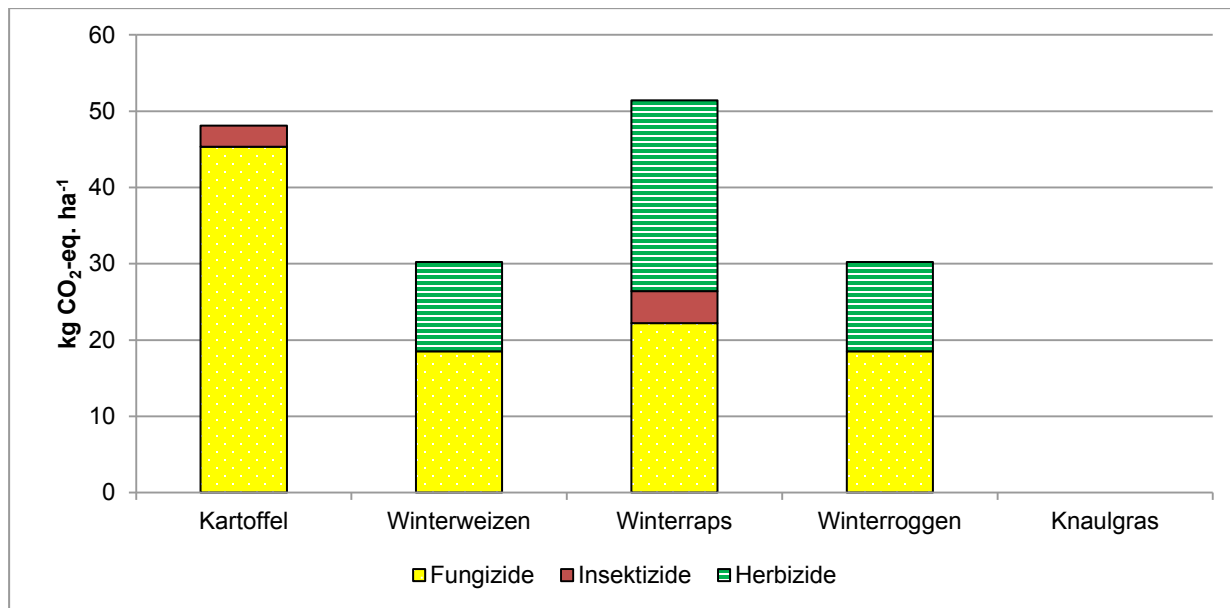


Abbildung 25: Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Pflanzenschutzmittel

5.4.5 Treibhausgasemissionen der Herstellung des eingesetzten Saat- und Pflanzguts

Die Treibhausgasemissionen der Herstellung des Saat- bzw. Pflanzguts lagen zwischen 5,2 kg CO₂ ha⁻¹ für Winterraps und 603 kg ha⁻¹ für Kartoffeln (Abbildung 26). Der im Vergleich zu allen anderen Kulturen um ein Vielfaches höhere Wert für Kartoffeln ist auf die hohe Masse des Pflanzguts von 2800 kg ha⁻¹ zurückzuführen. Die Differenz von 20 kg CO₂ ha⁻¹ zwischen Winterweizen (53,8 kg CO₂-eq. ha⁻¹) und Winterroggen (33,8 kg CO₂-eq. ha⁻¹) ist zum Teil durch Unterschiede in den Treibhausgasemissionen des Anbaus der Mutterpflanzen zu erklären. Der in der Datenbank ecoinvent angegebene höhere Wert für die Produktion von Winterweizensaatgut resultierte dabei vor allem aus der zugrunde gelegten höheren Düngermenge und den höheren Aufwendungen an Pflanzenschutzmitteln (Nemecek & Kägi, 2007), da Winterweizen üblicher Weise auf Standorten mit höheren Ackerzahlen und einem höheren Ertragspotenzial angebaut wird, während Winterroggen durch seine Anspruchslosigkeit an Boden und Klima als die Getreideart der leichteren Standorte gilt (Bushuk, 2001).

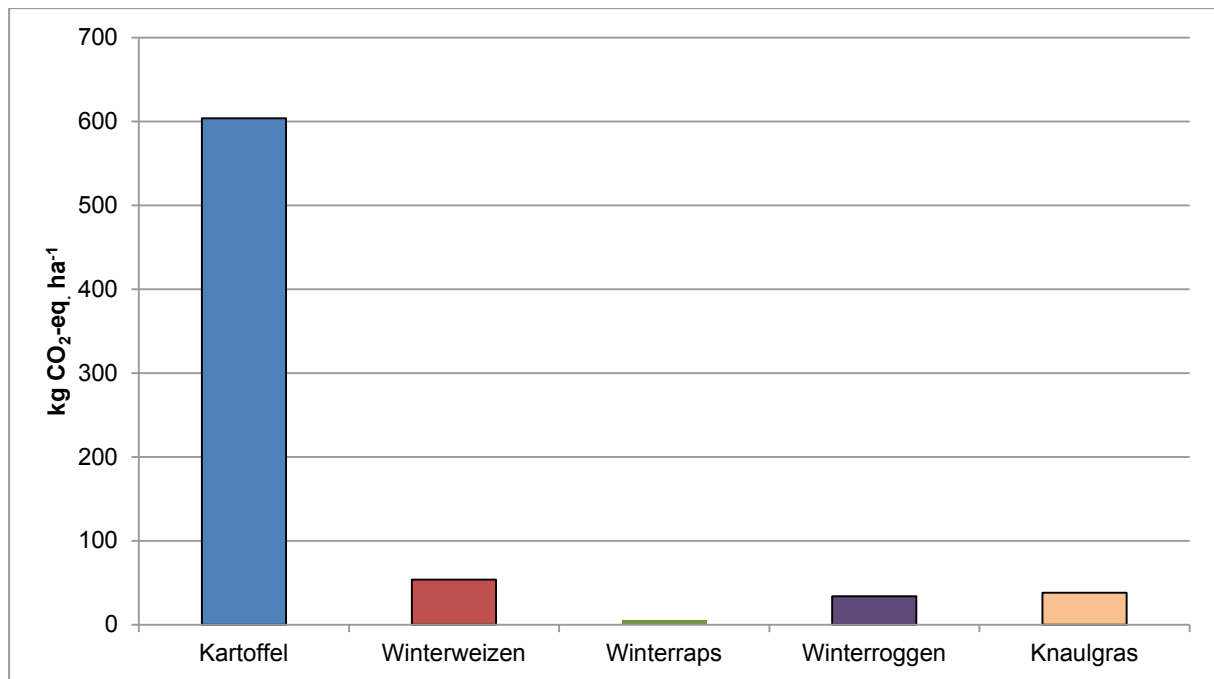


Abbildung 26: Treibhausgasemissionen der Herstellung des eingesetzten Saatbezugsweise Pflanzguts

Zur Ausschöpfung des höheren Ertragspotenzials wird im Weizen somit mit höheren Mengen an Nährstoffen gerechnet. Zudem erfolgt anders als beim Winterroggen in Winterweizen im Normalfall noch eine Stickstoffspätgabe zur Erhöhung des Proteingehalts (Diepenbrock *et al.*, 2005, Kiel, 1962, Stock & Diepenbrock, 1999). Auch die unterschiedliche Anzahl an keimfähigen Körnern pro Quadratmeter sowie die spezifischen Tausendkorngewichte wirkten sich auf die Höhe der Treibhausgasemissionen der Herstellung des eingesetzten Saatguts aus. Die mit 5,3 kg CO₂-eq ha⁻¹ niedrigsten Treibhausgasemissionen pro Hektar wurden in der Kultur Raps ermittelt. Dieser niedrige Wert resultierte hauptsächlich aus dem geringen Gewicht des benötigten Saatguts pro Hektar. Für Knautgras wurde mit 38,1 kg CO₂-eq ha⁻¹ ein etwas höherer Wert als für Winterroggen ermittelt. Die Herstellung von einem Kilogramm Grassaatgut führte mit 2,04 kg CO₂-eq kg⁻¹ zu den höchsten massebezogenen Treibhausgasemissionen der hier verglichenen Kulturen. Diese hohen Treibhausgasemissionen der Herstellung ergaben sich zu einem großen Teil durch die aufwendige Verarbeitung des geernteten Saatguts. Hierbei spielten speziell energieintensive Trocknungsprozesse eine wichtige Rolle (Nemecek & Kägi, 2007).

5.4.6 Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der eingesetzten

Maschinen

Zwischen den angebauten Kulturen bestanden hinsichtlich der Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der eingesetzten Maschinen sowohl in den bewässerten als auch

in den unbewässerten Varianten teilweise deutliche Unterschiede (Abbildung 27). Im Vergleich zu den unbewässerten Varianten wurde das Gesamttreibhausgasemissionen der Maschinenherstellung in den bewässerten Varianten durch den Einsatz von Bewässerungstechnik deutlich erhöht. Da die Anteile der Treibhausgasemissionen der Herstellung der Bewässerungstechnik in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität zugeordnet wurden, gab es Unterschiede zwischen den Kulturen.

Bei Knautgras, der Kultur mit dem höchsten Zusatzwasserbedarf, führte Bewässerung im Vergleich zu Nichtbewässerung zu einer Vervierfachung und bei Winterroggen, der den geringsten Bewässerungsbedarf hatte, zu einer Verdopplung der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung. Die unterschiedliche Stickstoffdüngungsintensität wirkte sich über die unterschiedlichen Mengen an Stickstoffdünger und Erträgen primär auf die Zuordnung der Anteile der Treibhausgasemissionen der Düngerapplikations- und Transportmaschinenherstellung aus. Im Vergleich zum Faktor Bewässerung war der Einfluss der Stickstoffdüngungsintensität auf die Gesamttreibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Maschinen in allen untersuchten Kulturen gering.

Beim Vergleich der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung zwischen den angebauten Kulturen wies die Kartoffel die höchsten Werte auf. Den höchsten Anteil daran hatte neben der Bewässerungstechnik, die etwa 45 % der Gesamttreibhausgasemissionen der Maschinenherstellung verursachte, der Traktor. In den unbewässerten Varianten nahmen die Treibhausgasemissionen der Traktorherstellung und -wartung einen Anteil von etwa 50 % der Gesamttreibhausgasemissionen der Maschinenherstellung ein. In den bewässerten Varianten waren es 27 %. Der Grund für die mit etwa $64 \text{ kg CO}_2\text{-eq. ha}^{-1}$ im Vergleich zu den anderen Kulturen deutlich höheren Treibhausgasemissionen der Traktorherstellung pro Hektar waren zeitintensive Arbeitsvorgänge, bei denen der Traktor als Zugmaschine beteiligt war. Wesentliche Maßnahmen waren hier das zweimalige Häufeln und die zeitintensive Ernte. Die hohen Treibhausgasemissionen der Herstellung der Erntetechnik von $38 \text{ kg CO}_2\text{-eq. ha}^{-1}$ resultierten aus der hohen Masse und der vergleichsweise geringen Gesamtauslastung der eingesetzten Maschinen (Anhang 6). Die Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der Erntetechnik nahmen in den unbewässerten Varianten der Kultur Kartoffel 30 % und in den bewässerten Varianten 16 % der Gesamttreibhausgasemissionen der Maschinenherstellung ein.

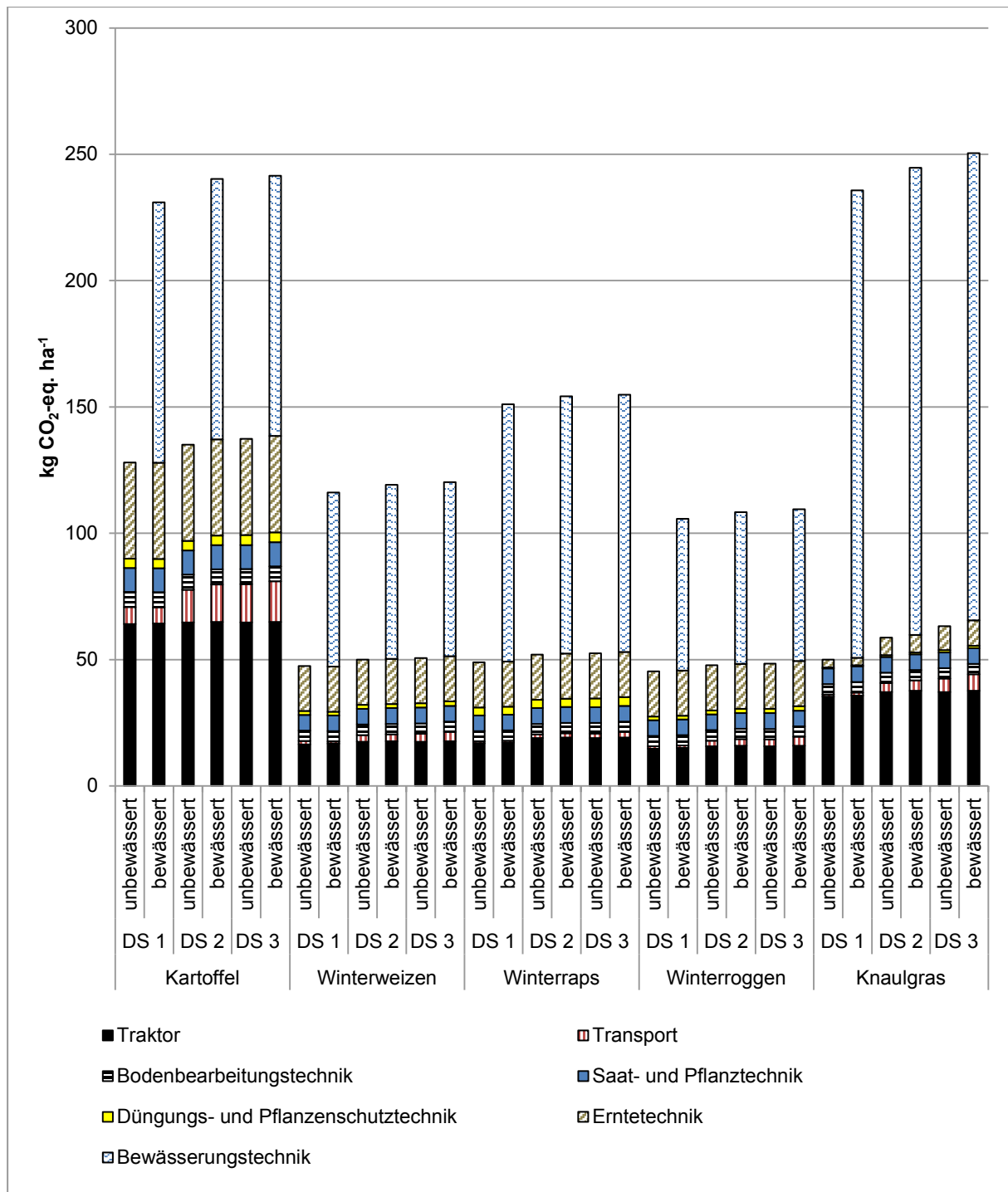


Abbildung 27: Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der eingesetzten Maschinen

Die Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung von Bodenbearbeitungs-, Düngungs-, Pflanzenschutz- und Transporttechnik nahmen zusammengefasst in den unbewässerten Varianten etwa 20 % und in den bewässerten Varianten etwa 12 % der Gesamtreibhausgasemissionen der Maschinenherstellung ein. Die mit 6,36 kg CO₂-eq. ha⁻¹ (Stickstoffdüngungsstufe 1) bis 16 kg CO₂-eq. ha⁻¹ (Stickstoffdüngungsstufe 3) im Vergleich zu den anderen untersuchten Kulturen deutlich höheren Treibhausgasemissionen der

Herstellung und Wartung der Transporttechnik der Kultur Kartoffel ergaben sich hauptsächlich aus dem hohen Gewicht des zu transportierenden Ernteguts pro Hektar. Hinsichtlich der Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der Bodenbearbeitungstechnik führte der zweimalige Einsatz des Kartoffelhäufers im Vergleich zu den anderen Kulturen zu etwa 50 % höheren Werten.

Winterraps, Winterweizen und Winterroggen unterschieden sich bezüglich der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung in den unbewässerten Varianten nur geringfügig, da sich die zum Anbau eingesetzten Maschinen stark ähnelten. Wie auch bei der Kultur Kartoffel nahmen bei den Druschfrüchten neben den Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der Bewässerungstechnik die Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung des Traktors den größten Anteil ein. In Winterweizen und Winterroggen waren es 56 % bis 57 % und bei Winterraps 67 %. Aufgrund des Wegfalls zeitintensiver Bewirtschaftungsmaßnahmen, bei welchen der Traktor beteiligt war, waren die Treibhausgasemissionen der Traktorherstellung und -wartung pro Hektar in Winterweizen-, Winterroggen- und Winterrapsanbau mit 16 kg CO₂-eq. ha⁻¹ bis 19 kg CO₂-eq. ha⁻¹ im Vergleich zum Kartoffelanbau deutlich geringer. Der Anteil an den Gesamttreibhausgasemissionen der Maschinenherstellung betrug in den unbewässerten Varianten 35 % bis 39 % und 11 % bis 16 % unter Bewässerung.

Die Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der Erntetechnik nahmen mit 34 % bis 36 % in den unbewässerten Varianten und 12 % bis 16 % unter Bewässerung einen ähnlichen Anteil ein.

Bei den Druschfrüchten entsprachen die Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung von Bodenbearbeitungs-, Düngungs-, Pflanzenschutz-, und Transporttechnik in den unbewässerten Varianten zusammengefasst 26 % bis 30 % der Gesamttreibhausgasemissionen der Maschinenherstellung. In den bewässerten Varianten waren es etwa 12 %. Die Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der Transportmaschinen unterschieden sich zwischen den Druschfrüchten hauptsächlich in Abhängigkeit von den kulturspezifischen Gewichten pro Ertragseinheit und stiegen jeweils mit zunehmenden Erträgen. Der Anbau von Knaulgras verursachte nach der Kultur Kartoffel die zweithöchsten Gesamttreibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung. Aufgrund der hohen Bewässerungsintensität ergaben sich mit 184,92 kg CO₂-eq. ha⁻¹ sehr hohe Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der Bewässerungstechnik pro Hektar. Diese nahmen in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngungsstufe 74 % bis 79 % der Gesamttreibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung des Knaulgrasanbaus ein.

Wie in den anderen untersuchten Kulturen nahmen die Treibhausgasemissionen der Traktorherstellung und -wartung den zweitgrößten Anteil ein. Mit 35 kg CO₂-eq. ha⁻¹ bis

38 kg CO₂-eq. ha⁻¹ waren die Treibhausgasemissionen zwar geringer als in der Kultur Kartoffel aber mehr als doppelt so hoch wie bei Getreide und Raps. Der Grund hierfür lag in den mehrfachen Ernten pro Anbauzeitraum, bei denen bei allen Prozessen der Traktor als Antriebselement beteiligt war. Die Treibhausgasemissionen der Herstellung der Heuerntetechnik pro Hektar waren aufgrund der hohen Gesamtflächenleistung der eingesetzten Maschinen im Vergleich zu den anderen Kulturen zu gering.

Bei den in den Ergebnissen vorgestellten Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung der Bewässerungstechnik ist zu berücksichtigen, dass die eingesetzte Applikationstechnik über deren maximale Applikationskapazität einen wesentlichen Einfluss auf die Arbeitszeit des Dieselpumpenaggregats hat. In der Kalkulation wurde ein Düsenwagen von 16 m Arbeitsbreite und eine Saugpumpe mit einer Förderleistung von 50 m³ h⁻¹ verwendet. Dies entsprach der auf der Versuchsanlage genutzten Technik. Bei Verwendung von anderer Applikations- und Pumpentechnik können sich andere Werte der Treibhausgasemissionen der Herstellung der Bewässerungstechnik je ha ergeben, welche aus verändertem Material- und Fertigungsaufwand resultieren. Zudem kann eine andere Technik auch zu Veränderungen in der Menge an appliziertem Wasser und in den Pumpenlaufzeiten, die zur Bewässerung eines Hektars notwendig sind, führen (Sammis, 1980).

5.4.7 Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Düngemittel

Bei den Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Düngemittel zeigte sich, dass die Produktion des Stickstoffdüngers die höchsten Werte verursachte. In der nicht mit N gedüngten Variante betrugen die Treibhausgasemissionen der Herstellung der Düngemittel 146 kg CO₂-eq. ha⁻¹. Bei einer Applikation von 60 kg N ha⁻¹ waren es 519 kg CO₂-eq. ha⁻¹, bei 120 kg N ha⁻¹ 1038 kg CO₂-eq. ha⁻¹ und bei 240 kg N ha⁻¹ 2077 kg CO₂-eq. ha⁻¹ (Abbildung 28). Im Vergleich zu den hohen Treibhausgasemissionen der Herstellung des Stickstoffdüngers waren die Werte für Phosphor- und Kaliumdünger sowie Kalk wesentlich geringer. Die Treibhausgasemissionen der Herstellung des eingesetzten Phosphordüngers lagen bei 81 kg CO₂-eq. ha⁻¹ und des Kaliumdüngers bei 60 CO₂-eq. kg ha⁻¹. Am geringsten waren mit 4 kg CO₂-eq. ha⁻¹ die Treibhausgasemissionen der Herstellung von Calciumcarbonat. Zwischen den Kulturen gab es bezüglich der Treibhausgasemissionen der Phosphor- und Kaliumdünger- sowie der Kalkproduktion keine Unterschiede, da in allen die gleichen Mengen appliziert wurden. Die hohen Treibhausgasemissionen der Stickstoffdüngerherstellung sind die Folge aus dem energieaufwendigen Haber-Bosch-Verfahren und dem freigesetzten N₂O (Wood & Cowie, 2004).

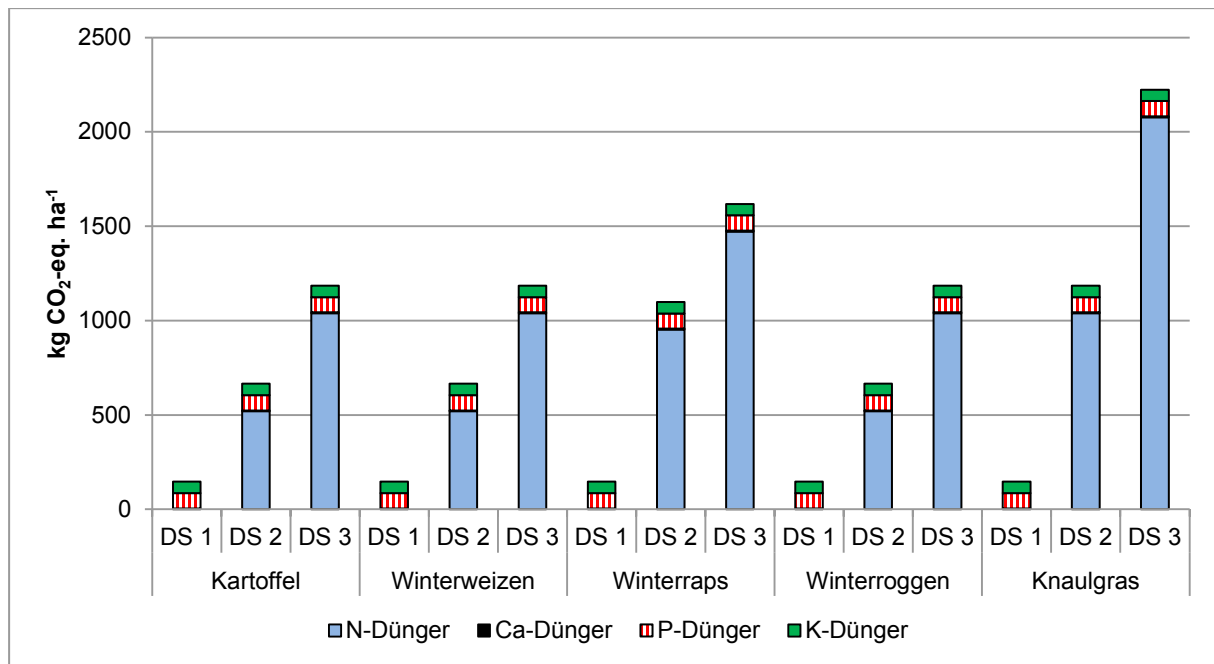


Abbildung 28: Treibhausgasemissionen der Herstellung der eingesetzten Düngemittel

Auch andere Untersuchungen zeigten, dass die Stickstoffdüngerherstellung im Vergleich zu Phosphor- und Kaliumdüngerproduktion sehr hohe Treibhausgasemissionen erzeugt (Biswas *et al.*, 2008, Lal, 2004a, Nemecek *et al.*, 2011). Zum Teil gibt es Abweichungen zu den in der Datenbank ecoinvent angegebenen Werten. So gab Lal (2004a) einen mittleren Wert von etwa $4,8 \text{ kg CO}_2\text{-eq. kg}^{-1} \text{ N}$ an. Dieser Wert resultierte primär daraus, dass nur der Energieverbrauch der Stickstoffdüngerproduktion die Grundlage der Berechnung bildete. Der in der Datenbank ecoinvent angegebene Wert von $8,7 \text{ kg CO}_2\text{-eq. kg}^{-1} \text{ N}_{(\text{in KAS})}$ beinhaltet zusätzlich die Emissionen, die bei der Produktion der eingesetzten Ausgangssubstanzen entstehen.

5.4.8 Treibhausgasemissionen der pflanzenbaulichen Produktion pro Flächeneinheit

Die flächenbezogenen Gesamttreibhausgasemissionen der pflanzenbaulichen Produktion nahmen in allen Kulturen mit steigender Stickstoffdüngungsintensität zu und waren mit einigen Ausnahmen unter Bewässerung geringer als ohne Bewässerung (Abbildung 29).

Den größten Anteil an den Gesamttreibhausgasemissionen nahmen in den mit N versorgten Varianten mit 40 % bis 70 % die Emissionen der Stickstoffdüngerherstellung ein. Die Menge an applizierten Stickstoffdünger war somit ein Haupteinflussfaktor auf die Gesamttreibhausgasemissionen. Auch andere Untersuchungen zur Thematik zeigten, dass die Menge an appliziertem Stickstoffdünger die Gesamttreibhausgasemissionen wesentlich beeinflussen kann (Biswas *et al.*, 2008, Hillier *et al.*, 2009, Iriarte *et al.*, 2010, Nemecek *et al.*, 2011).

Mit Ausnahme der ungedüngten Variante bildeten die Treibhausgasemissionen der Dieselherstellung und des Dieserverbrauchs in den meisten Kulturen mit etwa 20 bis 40 % den zweitgrößten Anteil. Eine Ausnahme stellte die Kartoffel dar. Hier hatten die Treibhausgasemissionen der Dieselherstellung und des Dieserverbrauchs nach den Treibhausgasemissionen der Stickstoffdüngerherstellung und dem Treibhausgasemissionen der Pflanzgutproduktion den dritthöchsten Anteil.

Die Anreicherung und Minderung der C_{org} -Vorräte hatte in Abhängigkeit von der Kultur und der Variante einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der Gesamttreibhausgasemissionen pro Hektar. So wurde in den Varianten, in denen es zu einer Zunahme der C_{org} -Vorräte kam, ein Teil der Emissionen durch die Kohlenstoffbindung kompensiert. Durch die steigenden C_{org} -Vorräte verringerten sich die Gesamttreibhausgasemissionen in der Kultur Kartoffel um 6 % bis 19 %. In Winterweizen waren es 9 % bis 44 %, in Winterraps 7 % bis 38 %, in Winterroggen um 9 % bis 48 % und in Knaulgras 5 % bis 28 %. In den Kulturen Winterraps und Knaulgras, in denen die höchsten Mengen an Beregnungswasser und mineralischem N-Dünger appliziert wurden, konnte die zusätzliche C-Bindung im Boden die durch Bewässerung erhöhten Emissionen nicht vollständig kompensieren. Hier lag der Grund in einer deutlichen Erhöhung der Treibhausgasemissionen des Treibstoffverbrauchs und der -herstellung sowie der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung. Die starke Verminderung der C_{org} -Vorräte in der unbewässerten Düngungsstufe 1 führte zu einer Erhöhung der Treibhausgasemissionen. So nahmen die Emissionen aus dem C_{org} -Abbau bei Kartoffeln etwa 24 % des Gesamttreibhausgasemissionen ein. In Winterweizen, Winterraps, Winterroggen und Knaulgras waren es etwa 44 % bis 46 %.

Der Anteil der N_2O -Emissionen an den Gesamttreibhausgasemissionen lag je nach Kultur in der Stickstoffdüngungsstufe 1 zwischen 1 % und 7 % und in den Stickstoffdüngungsstufen 2 und 3 zwischen 10 % und 20 %. Die Treibhausgasemissionen der P-, K- und Ca-Düngerherstellung, der Saatgut- und Pflanzenschutzmittelproduktion sowie der Maschinenherstellung und Wartung hatten insgesamt einen wesentlich geringeren Anteil. Er lag je nach Kultur in der Stickstoffdüngungsstufe 2 und 3 bei etwa 10 % bis 20 % und in der Stickstoffdüngungsstufe 1 aufgrund der fehlenden Stickstoffdüngung bei 20 % bis 30 % ohne Bewässerung und bei etwa 30 % bis 65 % mit Bewässerung. Die höheren Anteile unter Bewässerung resultierten primär aus den Treibhausgasemissionen der Herstellung der Bewässerungstechnik.

Zwischen den untersuchten Kulturen bestanden in Abhängigkeit vom jeweiligen Anbauverfahren deutliche Unterschiede in den Gesamttreibhausgasemissionen. Der Anbau von Kartoffeln verursachte in fast allen Varianten die höchsten Emissionen. Bei Kartoffeln nahmen im Unterschied zu den anderen Kulturen die Treibhausgasemissionen aus der Herstellung der Pflanzgutproduktion einen sehr hohen Anteil an den

Gesamtreibhausgasemissionen ein. Die in den unbewässerten Stickstoffdüngungsstufen 2 und 3 festgestellten Gesamtreibhausgasemissionen entsprachen dem Niveau, dass auch in anderen Untersuchungen ermittelt wurde. So geben Nemecek et al. (2011) für Kartoffeln Treibhausgasemissionen von etwa 2500 kg CO₂-eq. ha⁻¹ an. Hillier et al. (2009) ermittelten für Kartoffeln einen Wert von 1981 kg CO₂-eq. ha⁻¹. Der im Vergleich zu Nemecek et al. (2011) niedrigere Wert von Hillier et al. (2009) resultierte daraus, dass es sich hierbei um ökologisch produzierte Kartoffeln handelte, wo Stickstoff nur in Form von Stallmist appliziert wurde, dessen Treibhausgasemissionen der Herstellung mit etwa 0,55 kg CO₂-eq. kg⁻¹ geringer waren als die des mineralischen Stickstoffdüngers. Im Vergleich zu den Treibhausgasemissionen in den Stickstoffdüngungsstufen 2 und 3 waren die Werte in der Stickstoffdüngungsstufe 1 aufgrund der fehlenden indirekten Emissionen der Stickstoffdüngerherstellung und der geringeren N₂O-Emissionen deutlich niedriger. Referenzwerte aus anderen Untersuchungen, in denen die Treibhausgasemissionen für den Anbau von Kartoffeln ohne Stickstoffdüngung ermittelt wurden, sind jedoch bisher nicht bekannt.

Der Anbau von Knaulgras zur Heuproduktion führte im Vergleich zu den anderen untersuchten Kulturen ebenfalls zu sehr hohen Treibhausgasemissionen. Dies wurde besonders durch die hohen N-Mengen in den Stickstoffdüngungsstufen 2 und 3 verursacht. Vergleichswerte aus anderen Untersuchungen sind für den Anbau von Knaulgras bisher nicht bekannt.

Die Kultur mit den dritthöchsten Treibhausgasemissionen pro Hektar war der Winterraps. Auch hier lag der Hauptgrund vor allem in den höheren Mengen an applizierten N in den Düngungsstufen 2 und 3. Die für diese Kultur ermittelten Werte zeigten deutliche Abweichungen zu Werten aus anderen Studien. Wesentlich geringere Treibhausgasemissionen je Hektar ermittelten Nemecek et al. (2011) und Nemecek et al. (2012). Diese gaben einen mittleren Wert von etwa 1200 kg CO₂-eq. ha⁻¹ an. Dieser geringere Wert resultierte zum großen Teil aus dem wesentlich geringeren Stickstoffdüngereinsatz, welcher auch in entsprechend geringeren Erträgen resultierte. So lag der mittlere angenommene Rapsertag bei Nemecek et al. (2012) bei etwa einer Tonne. Ein ähnliches mittleres Ertragsniveau konnte mit 0,78 t beziehungsweise 0,86 t in der nicht mit mineralischem Stickstoff versorgten Stickstoffdüngungsstufe 1 ermittelt werden. Die in dieser Stickstoffdüngungsstufe ermittelten Treibhausgasemissionen lagen bei 928,1 kg CO₂-eq. ha⁻¹ (bewässert) und 912,9 kg CO₂-eq. ha⁻¹ (unbewässert).

Winterweizen und Winterroggen unterschieden sich in den Treibhausgasemissionen pro Hektar aufgrund des gleichen Anbauverfahrens und der identischen Stickstoffdüngungsintensität nur geringfügig voneinander.

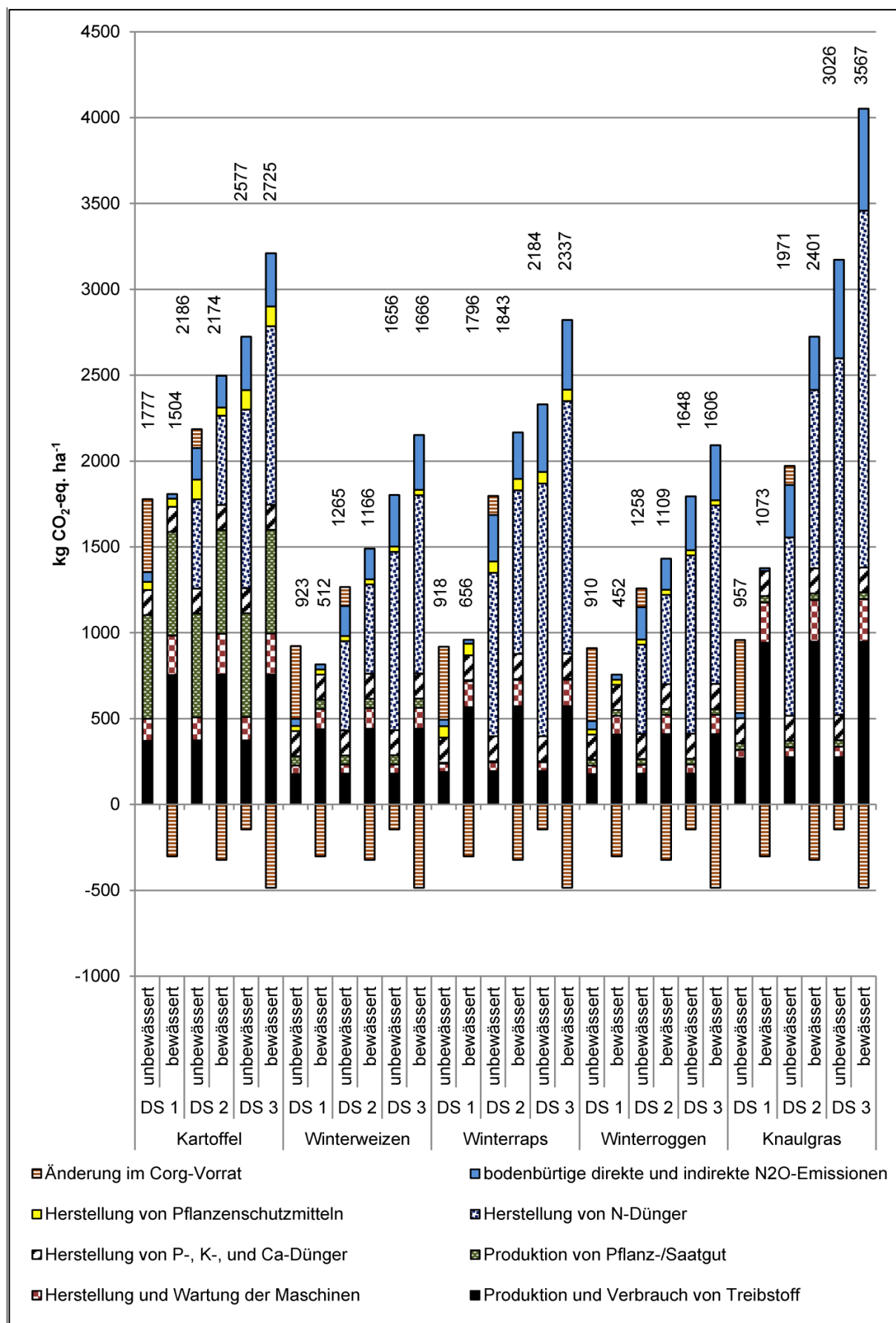


Abbildung 29: Mittlere Gesamtreibhausgasemissionen pro Hektar und deren Zusammensetzung

Nemecek et al. (2012) gaben für die Gesamtreibhausgasemissionen von Winterweizen einen Mittelwert von 2165 kg CO₂-eq. ha⁻¹ und als Standardabweichung 1439 kg CO₂-eq. ha⁻¹ an. Hillier et al. (2009) ermittelten bei einer Menge an applizierten Stickstoff von 215 kg ha⁻¹ für die Kultur Winterweizen Emissionen in Höhe von 2807 kg CO₂-eq. ha⁻¹. Bei Annahme einer Applikation von 120 kg N ha⁻¹ würde sich unter Verwendung der von Hillier et al. (2009) genutzten Kalkulation ein Wert von 1810 kg CO₂-eq. ha⁻¹ ergeben. Dieser etwas höhere Wert im Vergleich zu den in der unbewässerten Stickstoffdüngungsstufe 3 ermittelten 1624 kg CO₂-eq. ha⁻¹ ist hauptsächlich durch die Verwendung eines N₂O-Emissionsfaktors von 1 % zu erklären. Tuomisto et al. (2012) führten bezüglich der Treibhausgasemissionen einen Vergleich zwischen ökologischem, konventionellen und integrierten Winterweizenanbau durch. Für den konventionellen Anbau ermittelten sie Treibhausgasemissionen von etwa 3000 kg CO₂-eq. ha⁻¹. Dabei wurde eine applizierte Menge an mineralischem Stickstoff in Höhe von 219 kg ha⁻¹ angenommen. Den größten Anteil hatten hierbei die N₂O-Emissionen und die Emissionen der Stickstoffdüngerherstellung. Für die ökologischen und integrierten Anbausysteme ermittelten Tuomisto et al. (2012) Werte von 1500 kg CO₂-eq. ha⁻¹ bis etwa 1900 kg CO₂-eq. ha⁻¹. Wesentlicher Einflussfaktor waren hier die N₂O-Emissionen. Der verwendete Emissionsfaktor lag sowohl für die ökologischen und integrierten Anbausysteme als auch für das konventionelle System bei 1 %.

Die im Vergleich zu den in den Düngungsstufen 2 und 3 deutlich geringeren Werte der Stickstoffdüngungsstufe 1 zeigten den starken Einfluss des Einsatzes von mineralischem Stickstoffdünger auf die Gesamtreibhausgasemissionen. Wie auch schon bei der Kultur Kartoffel existieren auch für Winterweizen keine weiteren Untersuchungen, in denen die Gesamtreibhausgasemissionen eines Anbaus ohne Stickstoffdüngung ermittelt wurden. Der Anbau von Winterroggen verursachte von allen untersuchten Kulturen die geringsten Treibhausgasemissionen. Mit Ausnahme der Gesamtreibhausgasemissionen in der bewässerten Stickstoffdüngungsstufe 1 lagen alle ermittelten Werte in der von Nemecek et al. (2012) angegebenen Spannweite von etwa 900 kg CO₂-eq. ha⁻¹ bis 2500 kg CO₂-eq. ha⁻¹. Wie auch bei den vorherigen Kulturen existieren für Winterroggen bisher keine anderen Untersuchungen, in denen speziell die Gesamtreibhausgasemissionen des Anbaus unter Bewässerung und ohne Stickstoffdüngung bestimmt wurden.

5.4.9 Treibhausgasemissionen der pflanzenbaulichen Produktion pro Ertragseinheit

Die Treibhausgasemissionen je Einheit erzeugten Ertrags waren in den meisten Kulturen unter Bewässerung geringer als ohne Bewässerung (Abbildung 30). Unterschiede bestanden insbesondere zwischen der Stickstoffdüngungsstufe 1 und der Stickstoffdüngungsstufe 2. Die geringeren Treibhausgasemissionen waren die Folge signifikant gesteigerter Erträge

unter Bewässerung (siehe Kapitel 3.4.1), aber auch das Resultat der erhöhten Bindung von Kohlenstoff in Form von steigenden Gehalten an organischem Bodenkohlenstoff. Eine weitere Zunahme der Stickstoffdüngungsintensität führte hingegen nur zu einer geringfügigen oder keiner weiteren Absenkung der Treibhausgasemissionen pro Einheit Ertrag. In der Kultur Kartoffel wurden im Vergleich zu den anderen Kulturen mit 0,09 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag bis 0,10 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag die niedrigsten Treibhausgasemissionen pro Einheit Ertrag ermittelt. Diese Werte liegen in der Spannweite, die in anderen Untersuchungen festgestellt wurde. So bestimmten Nemecek et al. (2012) Werte von etwa 0,01 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag bis etwa 0,3 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag. Williams et al. (2010) berechneten für den konventionellen Anbau von Kartoffeln unter Bewässerung in England Emissionen in Höhe von 0,19 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag. In der Datenbank ecoinvent ist für den Kartoffelanbau unter Schweizer Bedingungen ein Wert von 0,11 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag angegeben und die Datenbank PROBAS gibt für die Treibhausgasemissionen des Kartoffelanbaus in Deutschland einen Wert von 0,07 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag an. Für die nicht mit Stickstoff versorgten Varianten existieren bisher keine vergleichbaren Werte aus anderen Untersuchungen oder Datenbanken. Jedoch zeigten Werte der Datenbank ecoinvent für den ökologischen Kartoffelanbau, ein ähnliches Niveau. Hier wurden Treibhausgasemissionen in Höhe von 0,13 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag angegeben.

Winterweizen wies Treibhausgasemissionen von 0,30 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag bis 1,02 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag auf. Die in den unbewässerten Stickstoffdüngungsstufen 2 und 3 ermittelten Treibhausgasemissionen sind vergleichbar mit Ergebnissen aus anderen Untersuchungen. So ermittelten Hirschfeld et al. (2008) Treibhausgasemissionen von 0,40 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag. Auch in der Datenbank PROBAS sind für in Deutschland produzierten Winterweizen Treibhausgasemissionen in Höhe von 0,40 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag angegeben. Charles et al. (2006) stellten für Winterweizen Treibhausgasemissionen in Höhe von 0,38 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag fest. Nemecek et al. (2012) gaben eine Spannweite von etwa 0,20 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag bis 0,70 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag an und Tuomisto et al. (2012) bestimmten für den konventionellen als auch für den ökologischen Weizenanbau Treibhausgasemissionen in Höhe von etwa 0,36 CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag bis etwa 0,37 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag. Vergleichsweise hohe Treibhausgasemissionen von 0,70 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag für Winterweizen ermittelten Williams et al. (2010). Für den Weizenanbau unter Bewässerung existieren bisher keine vergleichbaren Ergebnisse. Winterraps wies im Vergleich zu den andern Kulturen mit 0,74 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag bis 1,81 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag die höchsten Treibhausgasemissionen pro Einheit Ertrag auf.

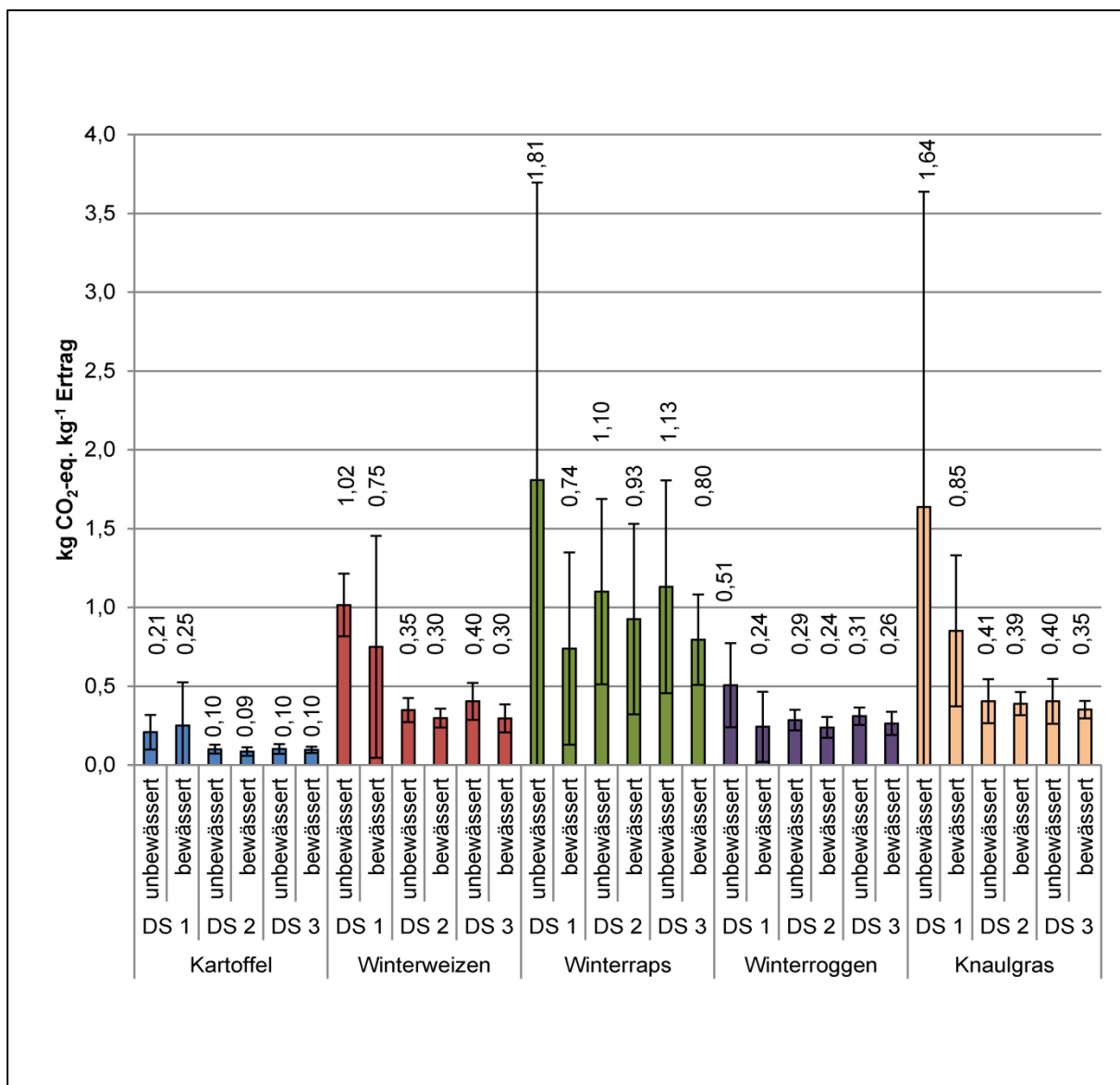


Abbildung 30: Mittelwert und Standardabweichung der Gesamtreibhausgasemissionen pro Ertragseinheit (kg) (Kartoffel (25 % TS), Knaulgras (100 % TS), Winterroggen (86 % TS) Winterraps (91 % TS) Winterweizen (86 % TS))

Im Vergleich zu Ergebnissen von Nemecek et al. (2011), wo der Mittelwert bei 0,7 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag lag, waren die ermittelten Treibhausgasemissionen in den Stickstoffdüngungsstufen 2 und 3 etwas höher, aber dennoch in der von Nemecek et al. (2012) angegebenen Spannweite. Die Datenbank ecoinvent gibt für den Rapsanbau in Deutschland (Sachsen-Anhalt) Treibhausgasemissionen von 0,77 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag und die Datenbank PROBAS für Deutschland von 0,531 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag an. Die deutlich niedrigeren Emissionen in PROBAS könnte durch die in der Kalkulation angenommene Stickstoffmenge und die daraus resultierenden Erträge zu erklären sein. Bei der Berechnung von PROBAS wurde ein mittlerer Ertrag von 3 t ha⁻¹ bei einer mittleren applizierten Stickstoffmenge von 100 kg ha⁻¹ angesetzt. Nach LVL (2009) wird im Normalfall mit einem

N-Bedarf von 6 kg N pro kg Kornertrag gerechnet. Daraus ergibt sich bei 3 t ha⁻¹ Ertrag ein Gesamtstickstoffbedarf von 180 kg ha⁻¹. Die zu applizierende Menge an Düngerstickstoff wird dann in Abhängigkeit vom Zielertrag über den Abzug der im Boden enthaltenen Menge an mineralisiertem Stickstoff (N_{\min}) sowie über bestands- und standortspezifische Zu- und Abschläge ermittelt. Der in der Datenbank PROBAS angenommene Ertrag von 3 t ha⁻¹ wäre mit 100 kg ha⁻¹ Düngerstickstoff demnach nur auf Standorten mit hohen Mengen an N_{\min} und optimaler Pflanzenentwicklung zu realisieren.

Die Treibhausgasemissionen für Winterroggen zeigten Werte von 0,24 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag bis 0,31 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag. Diese sind vergleichbar mit Werten aus anderen Untersuchungen. Nemecek et al. (2012) ermittelten Treibhausgasemissionen von etwa 0,3 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag bis 0,6 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag an. In der Datenbank ecoinvent war der Emissionswert für konventionellen Winterroggenanbaus in der Schweiz mit 0,30 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag angegeben. Dies basierte auf einem angenommenen Kornertragspotenzial von 7540 kg ha⁻¹. Für den Winterroggenanbau in Europa lagen das in ecoinvent angegebenen Treibhausgasemissionen bei 0,51 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag. Das hier zugrundeliegende angenommene Kornertragspotenzial lag bei 3172 kg ha⁻¹. Die Datenbank PROBAS gab die Höhe der Treibhausgasemissionen der konventionellen Winterroggenproduktion mit 0,24 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag an.

Der Anbau von Knautgras führte zu Treibhausgasemissionen in Höhe von 0,35 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag bis 1,64 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag. Anders als bei den vorhergehenden Kulturen existieren bisher nur wenige vergleichbare Werte aus anderen Untersuchungen und Datenbanken zu der Höhe der Treibhausgasemissionen des einjährigen Ackergrasanbaus zur Heuproduktion. Die Datenbank PROBAS gab für die Heuproduktion in Deutschland bei einem angenommenen Ertrag von 8,6 t ha⁻¹ ein Emissionen von 0,14 kg CO₂-eq. kg⁻¹ Ertrag an. Dieser Wert gilt auch für Heuproduktion im Ökolandbau. Daraus ist abzuleiten, dass in der Kalkulation kein oder nur ein vergleichsweise geringer Input an synthetischem Dünger angenommen wurde.

Durch Bewässerung ist es somit möglich, über die gesteigerten C_{org} -Vorräte und erhöhten Erträge die Treibhausgasemissionen pro Ertragseinheit zu senken. Über die erhöhten Erträge besteht außerdem die Möglichkeit, den Flächenbedarf zu verringern. So könnte unter der Annahme, eines gleichbleibenden Nahrungsmittelbedarfs die Fläche statt für die Nahrungsmittelproduktion z.B. für den Anbau von Energiepflanzen genutzt werden, die niedrigere bis negative Gesamttreibhausgasemissionen (Hansen et al. 2013) oder ein hohes Potential zur Kohlenstoffsequestration (Quinten et al., 2011) aufweisen. Bei steigendem Nahrungsmittelbedarf kann die erhöhte Flächenproduktivität unter Bewässerung und adäquater Stickstoffdüngung den Bedarf an zusätzlicher Fläche, welcher über die Umwandlung von Naturraum in Ackerland gedeckt werden würde, vermindern.

5.5 Schlussfolgerungen

Die aufgestellte Bilanz zeigt, dass Bewässerung in Verbindung mit einer adäquaten Stickstoffdüngung im Vergleich zu Nichtbewässerung auf einem Sandboden zu einer Senkung der ertragsbezogenen Treibhausgasemissionen führt. Neben der bewässerungsbedingten Ertragssteigerung wurde dies auch wesentlich durch den positiven Einfluss auf die Entwicklung der C_{org} -Vorräte begünstigt. Erhöhte Emissionen aus der Herstellung von Bewässerungstechnik und der Produktion und dem Verbrauch von Treibstoff zum Antrieb der Pumpe können durch die Zunahme der C_{org} -Vorräte zum Teil kompensiert werden.

6 Zusammenfassende Schlussbetrachtung

Bewässerung in Kombination mit Stickstoffdüngung führt zu einer Erhöhung der Ernteerträge und der Erntereste. Die höheren Mengen an Ernteresten und der daraus resultierende höhere Kohlenstoffeintrag in den Boden können einen positiven Effekt auf die C_{org} -Vorräte haben. Abhängig ist dies von der Menge der Ernterückstände und von deren mikrobiellen Abbaubarkeit. Aufgrund der guten Bodendurchlüftung und den daraus resultierenden ungünstigen Bedingungen für N_2O -bildende Mikroorganismen sind die N_2O -Emissionen auf Sandböden unter den klimatischen Gegebenheiten Nord-Ost-Deutschlands gering. Bewässerung und Stickstoffdüngung haben nur einen marginalen Einfluss auf die Höhe der N_2O -Emissionen. Eine steigende Stickstoffdüngung wirkt sich auf die Gesamtreibhausgasemissionen primär über die indirekten Emissionen aus der Düngemittelherstellung aus. Diese können einen großen Teil des Gesamtreibhausgasemissionen einnehmen. Bewässerung führt zwar über einen erhöhten Aufwand an Betriebsmitteln und Technikeinsatz zu einer Erhöhung der Treibhausgasemissionen pro Flächeneinheit. Ein Teil der zusätzlichen Emissionen kann aber durch die unter Bewässerung erhöhten C_{org} -Vorräte im Boden kompensiert werden. Die ertragsbezogenen Treibhausgasemissionen sinken jedoch bei Bewässerung und Stickstoffdüngung deutlich.

7 Zusammenfassung

Bewässerung kann über verschiedene Prozesse die Klimawirkung von Ackerböden beeinflussen. Einige Prozesse führen dazu, dass der Boden eine CO₂-Senke darstellt, während andere die Freisetzung von Treibhausgasen fördern. Ziel der Arbeit ist die Gesamtbilanzierung der Treibhausgasemissionen eines Anbausystems unter Bewässerung auf einem Sandboden. Die dazu aufgestellte Treibhausgasbilanz basiert auf langjährigen Datenreihen zu Erträgen und Bodenkohlenstoffgehalten eines Dauerfeldversuchs mit dem Prüffaktor Bewässerung sowie auf zweijährigen im Feldversuch durchgeführten N₂O-Messungen. Der in der Kalkulation angenommene Maschinen- und Betriebsmitteleinsatz entspricht bezüglich der Art der eingesetzten Maschinerie praxisüblichen Bedingungen, orientiert sich aber hinsichtlich der Einsatzhäufigkeit und der Art verwendeten Betriebsmittel stark am Managementsystem des Feldversuchs. Die durchgeführten Untersuchungen zum Einfluss der Bewässerung auf die C_{org}-Vorräte zeigen, dass der Einsatz von mineralischem Stickstoffdünger und Bewässerung auf einem leichten Standort unter den klimatischen Bedingungen Nord-Ost-Deutschlands positive Effekte hat. Es zeigt sich jedoch auch eine Abhängigkeit von der Menge der Ernterückstände und somit von den angebauten Kulturen. Die N₂O-Emissionsmessungen zeigten, dass die N₂O-Emissionen eines Sandbodens unter den klimatischen Bedingungen Brandenburgs sehr niedrig sind. Der bei den Untersuchungen ermittelte standortspezifische N₂O-Emissionsfaktor beträgt 0,037 %. Die Applikation von mineralischem Stickstoffdünger hat nur schwache Effekte. Bewässerung hat aufgrund der geringen Wasserhaltekapazität und der hohen Bodendurchlüftung des Sandbodens keine Effekte auf die Höhe der N₂O-Emissionen. Die direkten und indirekten Treibhausgasemissionen aus dem Maschinen- und Betriebsmitteleinsatz erhöhen sich bei Bewässerung und steigender Stickstoffdüngung deutlich. Bei den indirekten Treibhausgasemissionen nehmen die Emissionen der Herstellung des mineralischen Stickstoffdüngers einen bedeutenden Anteil der Gesamttreibhausgasemissionen ein. Bewässerung führt durch den erhöhten Dieserverbrauch hauptsächlich zu einer Erhöhung der direkten Emissionen. Unter Bewässerung kann jedoch ein Teil der Emissionen durch zunehmende C_{org}-Vorräte kompensiert werden. Somit sind in einigen Fällen die Gesamttreibhausgasemissionen pro Hektar bei Bewässerung geringer als ohne Bewässerung. Die aus Stickstoffdüngung und Bewässerung resultierenden Ertragserhöhungen führen dazu, dass die Gesamttreibhausgasemissionen bezogen auf die Ertragseinheit in den meisten bewässerten Varianten deutlich geringer sind als in den unbewässerten. Daraus lässt sich ableiten, dass Bewässerung auf einem Sandboden zu einer Verminderung der Treibhausgasemissionen beitragen kann.

8 Summary

Irrigation may influence the greenhouse gas emissions of arable soils. Until now there are no investigations about the greenhouse gas emissions of irrigated cropping systems which include direct and indirect greenhouse gas emissions. The aim of this work is the estimation of the net greenhouse gas emissions by a greenhouse balance for irrigated potato, oil seed rape, winter wheat, winter rye and cocksfoot cropping systems on a sandy soil in north-east Germany under various nitrogen fertilizer intensities. The balances are based on data of crop yields and soil organic carbon stocks of an irrigated long term field experiment as well as on results of site specific N_2O -measurements over two years. The assumed machines and maintenance resources used in the calculation corresponded to the machinery and maintenance resource use in practice. The results of the analysis of the long term response of irrigation and nitrogen fertilization on yields, carbon inputs by above ground harvest residues and soil organic carbon stocks have shown that irrigation and the application of mineral nitrogen fertilizer led to significant increases in crop yields and harvest residues. The increased carbon inputs from above ground harvest residues had positive effects on the soil organic carbon stocks. The results of N_2O measurements indicated that N_2O emissions from a sandy soil are very low. The site specific N_2O emission factor estimated from the results of the measurements was 0,037 %. The application of mineral nitrogen fertilizer had only marginal effects. Irrigation showed no effects on the amount of N_2O emissions because the low water holding capacity of the soil. On the one hand the analysis of the prepared greenhouse gas balances showed that irrigation and increased nitrogen fertilization lead to a strong increase of direct and indirect emissions from machinery and maintenance resource use. The indirect emissions of nitrogen fertilizer production took up a main part of the net greenhouse gas emissions. Irrigation mainly increased greenhouse gas emissions of fuel use and fuel production as well as the greenhouse gas emissions of the machinery production and maintenance. On the other hand the increasing soil organic carbon stocks especially in the fertilized variants under irrigation led to a compensation of a huge part of the additional emissions. Thus, in many cases the net greenhouse gas emissions per unit area was lower under irrigation. Due to the increased yields under irrigation the net greenhouse gas emissions per unit yield was lower than that under non-irrigated conditions.

9 Danksagung

Eine wissenschaftliche Arbeit braucht die Unterstützung vieler um zum Abschluss zu kommen. Deshalb möchte ich mich an dieser Stelle bei allen Menschen, die mich beim Erstellen meiner Dissertation unterstützt haben, bedanken.

Ganz herzlich bedanke ich mich bei Frau Prof. Dr. Annette Prochnow für die Annahme als Doktorand am Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim e.V. (ATB) und die ständige Gesprächsbereitschaft sowie die Betreuung der Arbeit. Herrn Prof. Dr. Dr. Frank Ellmer danke ich für seine Unterstützung von Seiten des Fachgebiets Acker- und Pflanzenbau der Humboldt-Universität zu Berlin und für die Übernahme des Zweitgutachtens. Herrn Prof. Dr. Jürgen Augustin gilt mein Dank für die Bereitschaft, die Funktion des dritten Gutachters zu übernehmen.

Für die wertvollen Anregungen und die kritische Durchsicht des Manuskripts möchte ich mich ganz herzlich bei Dr. Katrin Drastig und Dr. Andreas Meyer-Aurich bedanken.

Frau Dr. Judy Libra danke ich für die Durchsicht der im Zusammenhang mit dieser Arbeit entstandenen englischsprachigen Publikationen.

Weiterhin gilt mein Dank Frau Madlen Pohl und Herrn Michael Giebels vom Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V. (ZALF) für die Einführung in die Methodik der Feldmessungen von Treibhausgasen. Für die Hilfe bei statistischen Fragen bedanke ich mich bei Frau Prof. Dr. Christel Richter und Frau Dr. Bärbel Kroschewski.

Vielen Dank auch an alle Kollegen der Abteilung Technikbewertung und Stoffkreisläufe am ATB, die zur Entstehung dieser Arbeit beigetragen haben. Ein ganz großes Dankeschön dabei an Helen Jacobs für die tatkräftige Unterstützung bei den allwöchentlichen Gasprobenahmen.

Herzlich bedanken möchte ich mich bei Michael Baumecker und dem Team von der Lehr- und Versuchsstation der Humboldt-Universität zu Berlin in Thyrow für die Hilfe und guten Ideen bei der Durchführung der Feldmessungen. Vielen Dank auch dem Team der Werkstatt des ATB für die Konstruktion der Gassammelhauben.

Meiner Familie möchte ich von ganzem Herzen für ihre Unterstützung, Geduld und Zuversicht danken.

10 Literaturverzeichnis

- Abbasi MK, Adams WA (2000) Gaseous N emission during simultaneous nitrification-denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. *Soil Biology & Biochemistry*, 32, 1251-1259.
- Abdalla M, Jones M, Williams M (2010) Simulation of N₂O fluxes from Irish arable soils: effect of climate change and management. *Biology and Fertility of Soils*, 46, 247-260.
- Adler PR, Del Grosso SJ, Parton WJ (2007) Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. *Ecological Applications*, 17, 675-691.
- Alexandratos N, Bruinsma J (2012) World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. pp Page, ESA Working paper.
- Alvarez R (2005) A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management*, 21, 38-52.
- Amador JA, Gorres JH, Savin MC (2005) Role of soil water content in the carbon and nitrogen dynamics of *Lumbricus terrestris* L. burrow soil. *Applied Soil Ecology*, 28, 15-22.
- Amezketta E (1999) Soil aggregate stability: A review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14, 83-151.
- Amha Y, Böhne H (2011) Denitrification from the horticultural peats: effects of pH, nitrogen, carbon, and moisture contents. *Biology and Fertility of Soils*, 47, 293-302.
- Baggs EM, Rees RM, Smith KA, Vinten AJA (2000) Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil Use and Management*, 16, 82-87.
- Ball BC, Crichton I, Horgan GW (2008) Dynamics of upward and downward N₂O and CO₂ fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to water-filled pore space, compaction and crop presence. *Soil & Tillage Research*, 101, 20-30.
- Barzegar AR, Rengasamy P, Oades JM (1995) Effects of clay type and rate of wetting on the mellowing of compacted soils *Geoderma*, 68, 39-49.
- Beare MH, Gregorich EG, St-Georges P (2009) Compaction effects on CO₂ and N₂O production during drying and rewetting of soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 611-621.
- Beek CL, Pleijter M, Kuikman PJ (2011) Nitrous oxide emissions from fertilized and unfertilized grasslands on peat soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 89, 453-461.
- Biobib (2010) A Database for biofuels <http://www.vt.tuwien.ac.at/biobib/DE/>.
- Biswas WK, Barton L, Carter D (2008) Global warming potential of wheat production in Western Australia: a life cycle assessment. *Water and Environment Journal*, 22, 206-216.

- Blanco-Canqui H, Klocke NL, Schlegel AJ, Stone LR, Rice CW (2010) Impacts of deficit irrigation on carbon sequestration and soil physical properties under no-till. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 1301-1309.
- Blanco-Canqui H, Lal R (2004) Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23, 481-504.
- BMELV (Ed) (2011) Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. <http://www.bmelv-statistik.de/de/statistisches-jahrbuch/kap-c-landwirtschaft/> (Zugang März 2012).
- Bordovsky DG, Choudhary M, Gerard CJ (1999) Effect of tillage, cropping, and residue management on soil properties in the Texas Rolling Plains. *Soil Science*, 164, 331-340.
- Bouwman AF (1990) *Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere.*, Chichester, West Sussex PO19 1UD, UK, John Wiley and Sons Ltd.
- Bouwman AF, Boumans LJM, Batjes NH (2002a) Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles*, 16.
- Bouwman AF, Boumans LJM, Batjes NH (2002b) Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles*, 16.
- Boyer EW, Alexander RB, Parton WJ *et al.* (2006) Modeling denitrification in terrestrial and aquatic ecosystems at regional scales. *Ecological Applications*, 16, 2123-2142.
- Bremner JM (1997) Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49, 7-16.
- Bronson KF, Mosier AR (1993) Nitrous oxide emissions and methane consumption in wheat and corn-cropped systems in northeastern Colorado. In: *ASA Special Publication, Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change.* pp Page., Soil Science Society of America, Inc., American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc. {a}, 677 South Segoe Road, Madison, Wisconsin 53711, USA.
- Bruinsma J (2009) *The resource outlook to 2050: by how much do land, water and crop yields need to increase by 2050?*, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Bushuk W (2001) Rye production and uses worldwide. *Cereal Foods World*, 46, 70-73.
- Cantero-Martínez C, Angas P, Lampurlanés J (2003) Growth, yield and water productivity of barley (*Hordeum vulgare* L.) affected by tillage and N fertilization in Mediterranean semiarid, rainfed conditions of Spain. *Field Crops Research*, 84, 341-357.
- Castanheira PJN, Serralheiro RP (2010) Impact of mole drains on salinity of a vertisil soil under irrigation. *Biosystems Engineering*, 105, 25-33.
- Charles R, Jolliet O, Gaillard G, Pellet D (2006) Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 113, 216-225.

- Chatskikh D, Olesen JE (2007) Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. *Soil & Tillage Research*, 97, 5-18.
- Christensen S, Tiedje JM (1990) Brief and vigorous N₂O production by soil at spring thaw. *Journal of Soil Science*, 41, 1-4.
- Clayton H, McTaggart IP, Parker J, Swan L, Smith KA (1997) Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 25, 252-260.
- Curran MA (2012) *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products*, Wiley.
- Dämmgen U, Haenel H-D, Rösemann C, Hahne J, Eurich-Menden B, Grimm E, Döhler H (2013) Landwirtschaftliche Emissionen - Teilbericht zum F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST". *Texte des Umweltbundesamtes* 39.
- De Bona FD, Bayer C, Dieckow J, Bergamaschi H (2008) Soil quality assessed by carbon management index in a subtropical Acrisol subjected to tillage systems and irrigation. *Australian Journal of Soil Research*, 46, 469-475.
- Degens BP, Sparling GP (1995) Repeated wet-dry cycles do not accelerate the mineralization of organic C involved in the macro-aggregation of a sandy loam soil. *Plant and Soil*, 175, 197-203.
- Denef K, Stewart CE, Brenner J, Paustian K (2008) Does long-term center-pivot irrigation increase soil carbon stocks in semi-arid agro-ecosystems? *Geoderma*, 145, 121-129.
- Deng XP, Shan L, Inanaga S, Inoue M (2005) Water-saving approaches for improving wheat production. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 85, 1379-1388.
- Dersch G, Böhm K (2001) Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, 49-55.
- Dexter AR (1988) Advances in characterization of soil structure. *Soil & Tillage Research*, 11, 199-238.
- Di Paolo E, Rinaldi M (2008) Yield response of corn to irrigation and nitrogen fertilization in a Mediterranean environment. *Field Crops Research*, 105, 202-210.
- Diepenbrock W, Ellmer F, Léon J (2005) *Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung - Grundwissen Bachelor*, Ulmer.
- DIN-ISO-19684-2 Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Chemische Laboruntersuchungen, Bestimmung des Humusgehaltes im Boden, Deutsches Institut für Normung.
- DIN-ISO-10694 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse) (ISO 10694: 1995), Deutsches Institut für Normung.

- Dobbie KE, Smith KA (2003) Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biology*, 9, 204-218.
- Drastig K, Prochnow A, Baumecker M, Berg W, Brunsch R (2011) Agricultural Water Management in Brandenburg. *Erde*, 142, 119-140.
- Drastig K, Prochnow A, Kraatz S *et al.* (2012) Modeling the water demand on farms. *Adv. Geosci.*, 32, 9-13.
- Düv (2012) Düngeverordnung, Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen, Anlage 1 (zu § 3 Abs. 2 Satz 1 Nr 1) Stickstoffgehalt pflanzlicher Erzeugnisse.
- Eberhard J (2000) *Konzepte zur umweltschonenden Steuerung der N-Düngung über Tropfbewässerung am Beispiel der Tomate*, München, Herbert Utz Verlag.
- Ecoinvent econinvent database Data V.2.2 (2010), Swiss Centre for Life Cycle Inventories. <http://ecoinvent.org/>.
- Ellert BH, Janzen HH (2008) Nitrous oxide, carbon dioxide and methane emissions from irrigated cropping systems as influenced by legumes, manure and fertilizer. *Canadian Journal of Soil Science*, 88, 207-217.
- Ellmer F, Baumecker M (2002) 65 Years Long-term Experiments at Thyrow. Results for Sustainable Crop Production at Sandy Soils. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 48, 521-531.
- Elmi AA, Chandra M, Chantal H, Liu A (2003) Denitrification and nitrous oxide to nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile under three tillage systems. *Biology and Fertility of Soils*, 38, 340-348.
- Entry JA, Mills D, Mathee K, Jayachandran K, Sojka RE, Narasimhan G (2008) Influence of irrigated agriculture on soil microbial diversity. *Applied Soil Ecology*, 40, 146-154.
- Entry JA, Sojka RE, Shewmaker GE (2004) Irrigation increases inorganic carbon in agricultural soils. *Environmental Management*, 33, 309-317.
- Ercoli L, Mariotti M, Masoni A, Bonari E (1999) Effect of irrigation and nitrogen fertilization on biomass yield and efficiency of energy use in crop production of *Miscanthus*. *Field Crops Research*, 63, 3-11.
- Fallahzade J, Hajabbasi MA (2012) The effects of irrigation and cultivation on the quality of desert soil in central Iran. *Land Degradation & Development*, 23, 53-61.
- Fao (2010) *FAO statistical yearbook 2010*, Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Filipovic D, Kosutic S, Gospodaric Z, Zimmer R, Banaj D (2006) The possibilities of fuel savings and the reduction of CO₂ emissions in the soil tillage in Croatia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 115, 290-294.

- Flessa H, Wild U, Klemisch M, Pfadenhauer J (1998) Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science*, 49, 327-335.
- Freier B, Sellmann J, Schwarz J, Jahn M, Moll E, Gutsche V, Zornbach W (2011) *Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz - Jahresbericht 2010 - Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2010*.
- Freney JR (1997) Emission of nitrous oxide from soils used for agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49, 1-6.
- Gajri PR, Prihar SS, Cheema HS, Kapoor A (1991) Irrigation and tillage effects on root development, water-use and yield of wheat on coarse textured soils. *Irrigation Science*, 12, 161-168.
- Garabet S, Ryan J, Wood M (1998) Nitrogen and water effects on wheat yield in a Mediterranean-type climate. II. Fertilizer-use efficiency with labelled nitrogen. *Field Crops Research*, 58, 213-221.
- Getaneh F, Deressa A, Negassa W (2007) Influence of small scale irrigation on selected soil chemical properties. In: *Tropentag*. pp Page, Witzzenhausen, Germany.
- Gianessi LP (2013) The increasing importance of herbicides in worldwide crop production. *Pest Management Science*, 69, 1099-1105.
- Gillabel J, Denef K, Brenner J, Merckx R, Paustian K (2007) Carbon sequestration and soil aggregation in center-pivot irrigated and dryland cultivated farming systems. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 1020-1028.
- Gonzalez-Dugo V, Durand JL, Gastal F (2010) Water deficit and nitrogen nutrition of crops. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 529-544.
- Gregorich EG, Rochette P, St-Georges P, Mckim UF, Chan C (2008) Tillage effects on N₂O emission from soils under corn and soybeans in Eastern Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 88, 153-161.
- Gu J, Zheng X, Zhang W (2009) Background nitrous oxide emissions from croplands in China in the year 2000. *Plant and Soil*, 320, 307-320.
- Haas E, Klatt S, Frohlich A *et al.* (2013) LandscapeDNDC: a process model for simulation of biosphere-atmosphere-hydrosphere exchange processes at site and regional scale. *Landscape Ecology*, 28, 615-636.
- Hansen A, Meyer-Aurich A, Prochnow A (2013) Greenhouse gas mitigation potential of a second generation energy production system from short rotation poplar in Eastern Germany and its accompanied uncertainties. *Biomass and Bioenergy*, 56, 104-115.
- Hanson BR, Schwankl LJ, Schulbach KF, Pettygrove GS (1997) A comparison of furrow, surface drip, and subsurface drip irrigation on lettuce yield and applied water. *Agricultural Water Management*, 33, 139-157.
- Hao X, Chang C, Carefoot JM, Janzen HH, Ellert BH (2001) Nitrous oxide emissions from an irrigated soil as affected by fertilizer and straw management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, 1-8.

- Hartmann H, Reisinger K, Thuneke K, Höldrich A, Roßmann P (2007) *Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen, Fachagentur nachwachsende Rohstoffe e.V.*
- Hellebrand HJ, Scholz V, Kern J (2008) Fertiliser induced nitrous oxide emissions during energy crop cultivation on loamy sand soils. *Atmospheric Environment*, 42, 8403-8411.
- Hernanz JL, Sánchez-Girón V, Navarrete L, Sánchez MJ (2014) Long-term (1983–2012) assessment of three tillage systems on the energy use efficiency, crop production and seeding emergence in a rain fed cereal monoculture in semiarid conditions in central Spain. *Field Crops Research*, 166, 26-37.
- Hillier J, Hawes C, Squire G, Hilton A, Wale S, Smith P (2009) The carbon footprints of food crop production. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 7, 107-118.
- Hirschfeld J, Weiß J, Preidl M, Korbun T (2008) Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. *Schriftenreihe des IÖW*, 186/08, 188 pages.
- Horvath L, Grosz B, Machon A *et al.* (2010) Estimation of nitrous oxide emission from Hungarian semi-arid sandy and loess grasslands; effect of soil parameters, grazing, irrigation and use of fertilizer. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139, 255-263.
- Huang S, Pant HK, Lu J (2007) Effects of water regimes on nitrous oxide emission from soils. *Ecological Engineering*, 31, 9-15.
- Hutchinson GL, Mosier AR (1979) Nitrous-oxide emissions from an irrigated cornfield. *Science*, 205, 1125-1127.
- IPCC (1997) Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual.
- IPCC (2006) *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- IPCC (2007a) Climate Change 2007: Working Group I: The Physical Science Basis. *IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007*.
- IPCC (2007b) Climate Change 2007: Working Group III: Mitigation of Climate Change. *IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007*.
- Iriarte A, Rieradevall J, Gabarrell X (2010) Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *Journal of Cleaner Production*, 18, 336-345.
- ISO-14040 (2006) Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. *International Organization for Standardization*.
- ISO-14044 (2006) Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. *International Organization for Standardization*.
- Jabro JD, Sainju U, Stevens WB, Evans RG (2008) Carbon dioxide flux as affected by tillage and irrigation in soil converted from perennial forages to annual crops. *Journal of Environmental Management*, 88, 1478-1484.

- Jha PB, Singh JS, Kashyap AK (1996) Dynamics of viable nitrifier community and nutrient availability in dry tropical forest habitat as affected by cultivation and soil texture. *Plant and Soil*, 180, 277-285.
- Jungbluth N, Chudacoff M, Dauriat A *et al.* (2007) Life cycle inventories of bioenergy - Ecoinvent report no. 17 - Project 'ecoinvent data v2.0' (pdf-file at www.ecoinvent.ch, accessed March 2012). (ed Jungbluth N) pp Page.
- Kaiser EA, Kohrs K, Kucke M, Schnug E, Heinemeyer O, Munch JC (1998) Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, 1553-1563.
- Kallenbach CM, Rolston DE, Horwath WR (2010) Cover cropping affects soil N₂O and CO₂ emissions differently depending on type of irrigation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 137, 251-260.
- Kavdir Y, Hellebrand HJ, Kern J (2008) Seasonal variations of nitrous oxide emission in relation to nitrogen fertilization and energy crop types in sandy soil. *Soil & Tillage Research*, 98, 175-186.
- Kennedy TL, Suddick EC, Six J (2013) Reduced nitrous oxide emissions and increased yields in California tomato cropping systems under drip irrigation and fertigation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 170, 16-27.
- Kiel W (1962) *Pflanzliche Produktion in der sozialistischen Landwirtschaft*, Berlin, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag.
- Kim D-G, Giltrap D, Hernandez-Ramirez G (2013) Background nitrous oxide emissions in agricultural and natural lands: a meta-analysis. *Plant and Soil*, 373, 17-30.
- Kochsiek AE, Knops JMH, Walters DT, Arkebauer TJ (2009) Impacts of management on decomposition and the litter-carbon balance in irrigated and rainfed no-till agricultural systems. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149, 1983-1993.
- Kong AYY, Six J, Bryant DC, Denison RF, Van Kessel C (2005) The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 1078-1085.
- König S (2009) Wirtschaftlichkeit von Feldberechnungen. *Bachelorarbeit an der Hochschule Neubrandenburg*, 118 Seiten.
- KTBL-Datenbank (2014)
<http://daten.ktbl.de/dslkrpflanze/postHv.html;jsessionid=C821E8E7F4F69211254983C64E6A3ACA>.
- KTBL (2009) Faustzahlen für die Landwirtschaft. *Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL)*.
- Lal R (2004a) Carbon emission from farm operations. *Environment International*, 30, 981-990.
- Lal R (2004b) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623-1627.

- Lebender U, Senbayram M, Lammel J, Kuhlmann H (2014) Effect of mineral nitrogen fertilizer forms on N₂O emissions from arable soils in winter wheat production. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, n/a-n/a.
- Lehrsch GA, Sojka RE, Carter DL, Jolley PM (1991) Freezing effects on aggregate stability affected by texture, mineralogy and organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 1401-1406.
- Lesschen JP, Velthof GL, De Vries W, Kros J (2011) Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environmental Pollution*, 159, 3215-3222.
- Li CS, Frolking S, Butterbach-Bahl K (2005) Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change*, 72, 321-338.
- Li CS, Frolking S, Crocker GJ, Grace PR, Klir J, Korchens M, Poulton PR (1997) Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the DNDC model. *Geoderma*, 81, 45-60.
- Li XG, Li FM, Rengel Z, Bhupinderpal S, Wang ZF (2006) Cultivation effects on temporal changes of organic carbon and aggregate stability in desert soils of Hexi Corridor region in China. *Soil & Tillage Research*, 91, 22-29.
- Li XG, Li YK, Li FM, Ma Q, Zhang PL, Yin P (2009) Changes in soil organic carbon, nutrients and aggregation after conversion of native desert soil into irrigated arable land. *Soil & Tillage Research*, 104, 263-269.
- Lin S, Iqbal J, Hu R, Wu J, Zhao J, Ruan L, Malghani S (2011) Nitrous oxide emissions from rape field as affected by nitrogen fertilizer management: A case study in Central China. *Atmospheric Environment*, 45, 1775-1779.
- Lindberg N, Bengtsson J, Persson T (2003) Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand (vol 39, pg 924, 2002). *Journal of Applied Ecology*, 40, 192-192.
- Linn DM, Doran JW (1984) Effect of water-filled pore-space on carbon-dioxide and nitrous-oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, 48, 1267-1272.
- Linquist B, Van Groenigen KJ, Adviento-Borbe MA, Pittelkow C, Van Kessel C (2012) An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops. *Global Change Biology*, 18, 194-209.
- Littell RC, Milliken GA, Stroup WW, Wolfinger RD, Schabenberber O (2006) *SAS for Mixed Models, Second Edition*, SAS Publishing.
- Liu C, Wang K, Meng S *et al.* (2011) Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat-maize rotation field in northern China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140, 226-233.

- Liu CY, Holst J, Bruggemann N *et al.* (2008) Effects of Irrigation on Nitrous Oxide, Methane and Carbon Dioxide Fluxes in an Inner Mongolian Steppe. *Advances in Atmospheric Sciences*, 25, 748-756.
- Liu CY, Zheng XH, Zhou ZX *et al.* (2010) Nitrous oxide and nitric oxide emissions from an irrigated cotton field in Northern China. *Plant and Soil*, 332, 123-134.
- Liu LL, Greaver TL (2009) A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: the CO₂ sink may be largely offset by stimulated N₂O and CH₄ emission. *Ecology Letters*, 12, 1103-1117.
- Liu P, Huang JH, Han XG, Sun OJ, Zhou Z (2006) Differential responses of litter decomposition to increased soil nutrients and water between two contrasting grassland plant species of Inner Mongolia, China. *Applied Soil Ecology*, 34, 266-275.
- Livesley SJ, Dougherty BJ, Smith AJ, Navaud D, Wylie LJ, Arndt SK (2010) Soil-atmosphere exchange of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in urban garden systems: impact of irrigation, fertiliser and mulch. *Urban Ecosystems*, 13, 273-293.
- Loecke TD, Robertson GP (2009) Soil resource heterogeneity in terms of litter aggregation promotes nitrous oxide fluxes and slows decomposition. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 228-235.
- Lofffield N, Flessa H, Augustin J, Beese F (1997) Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. *Journal of Environmental Quality*, 26, 560-564.
- Ludwig B, Jager N, Priesack E, Flessa H (2011) Application of the DNDC model to predict N₂O emissions from sandy arable soils with differing fertilization in a long-term experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 174, 350-358.
- Lvlf (2009) Raps - Empfehlungen zum Anbau in Brandenburg. *Schriftenreihe des Landesamtes für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung*.
- Mariko S, Urano T, Asanuma J (2007) Effects of irrigation on CO₂ and CH₄ fluxes from Mongolian steppe soil. *Journal of Hydrology*, 333, 118-123.
- Martens DA, Emmerich W, McInain JET, Johnsen TN (2005) Atmospheric carbon mitigation potential of agricultural management in the southwestern USA. *Soil & Tillage Research*, 83, 95-119.
- Mitra S, Singh S, Bandyopadhyay SK, Singh CS (2006) Effect of irrigation, N, and bio-fertilizers on yield and nutrient uptake by wheat. *Tropical Agriculture*, 83, 87-94.
- Moilanen A (2006) Thermogravimetric characteristics of biomass and waste for gasification processes. *VTT Publications*, 607, 20.
- Mosier AR, Halvorson AD, Reule CA, Liu XJ (2006) Net Global Warming Potential and Greenhouse Gas Intensity in Irrigated Cropping Systems in Northeastern Colorado Contribution from USDA-ARS, Fort Collins, CO. The U.S. Department of Agriculture offers its programs to all eligible persons regardless of race, color, age, sex, or national origin, and is an equal opportunity employer. Mention of trade names or proprietary

- products does not indicate endorsement by USDA and does not imply its approval to the exclusion of other products that may be suitable. *Journal of Environmental Quality*, 35, 1584-1598.
- Mulla DJ, Huyck LM, Reganold JP (1992) Temporal variation in aggregate stability on conventional and alternative farms. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 1620-1624.
- Mutegi JK, Munkholm LJ, Petersen BM, Hansen EM, Petersen SO (2010) Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. *Soil Biology & Biochemistry*, 42, 1701-1711.
- Nelson SD, Terry RE (1996) The effects of soil physical properties and irrigation method on denitrification. *Soil Science*, 161, 242-249.
- Nemecek T, Kägi T (2007) Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems Data v2.0. *ecoinvent report No. 15*, 129.
- Nemecek T, Weiler K, Plassmann K *et al.* (2012) Estimation of the variability in global warming potential of worldwide crop production using a modular extrapolation approach. *Journal of Cleaner Production*, 31, 106-117.
- Nemecek T, Weiler K, Plassmann K *et al.* (2011) Modular Extrapolation Approach for Crop LCA MEXALCA: Global Warming Potential of Different Crops and its Relationship to the Yield. In: *Towards Life Cycle Sustainability Management*. (ed Finkbeiner M) pp Page., Springer Netherlands.
- Novoa RSA, Tejeda HR (2006) Evaluation of the N₂O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 75, 29-46.
- Ogle SM, Breidt FJ, Paustian K (2005) Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, 72, 87-121.
- Oweis T, Pala M, Ryan J (1998) Stabilizing rainfed wheat yields with supplemental irrigation and nitrogen in a Mediterranean climate. *Agronomy Journal*, 90, 672-681.
- Paustian K, Antle JM, Sheehan J, Paul EA (2006) Agriculture's role in greenhouse gas mitigation. *Pew Center on Global Climate Change, Arlington*.
- Paustian K, Six J, Elliott ET, Hunt HW (2000) Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry*, 48, 147-163.
- Peschke H, Schmidt S (2004) Zum verbleib des düngemittelstickstoffs im verlaufe der winterroggen-vegetation: For the comparison of nitrogen fertilizer in the course of winter rye vegetation. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 50, 167-180.
- Phillips RL (2008) Denitrification in cropping systems at sub-zero soil temperatures. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 87-93.

- Potthoff M, Dyckmans J, Flessa H, Muhs A, Beese F, Joergensen RG (2005) Dynamics of maize (*Zea mays* L.) leaf straw mineralization as affected by the presence of soil and the availability of nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, 1259-1266.
- Presley DR, Ransom MD, Kluitenberg GJ, Finnell PR (2004) Effects of thirty years of irrigation on the genesis and morphology of two semiarid soils in Kansas. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1916-1926.
- Probas PROBAS - Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Industrie, Umweltbundesamt. <http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php>.
- Pulleman MM, Six J, Uyl A, Marinissen JCY, Jongmans AG (2005) Earthworms and management affect organic matter incorporation and microaggregate formation in agricultural soils. *Applied Soil Ecology*, 29, 1-15.
- Quinkenstein A, Böhm C, Matos E, Freese D, Hüttl R (2011) Assessing the Carbon Sequestration in Short Rotation Coppices of *Robinia pseudoacacia* L. on Marginal Sites in Northeast Germany. In: *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems*. (eds Kumar BM, Nair PKR), Springer Netherlands.
- Reay DS, Davidson EA, Smith KA, Smith P, Melillo JM, Dentener F, Crutzen PJ (2012) Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Clim. Change*, 2, 410-416.
- Rillig MC, Mummey DL (2006) Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*, 171, 41-53.
- Rillig MC, Wright SF, Kimball BA, Pinter PJ, Wall GW, Ottman MJ, Leavitt SW (2001) Elevated carbon dioxide and irrigation effects on water stable aggregates in a Sorghum field: a possible role for arbuscular mycorrhizal fungi. *Global Change Biology*, 7, 333-337.
- Robertson GP, Grace P (2004) Greenhouse Gas Fluxes in Tropical and Temperate Agriculture: The Need for a Full-Cost Accounting of Global Warming Potentials. In: *Tropical Agriculture in Transition — Opportunities for Mitigating Greenhouse Gas Emissions?* (eds Wassmann R, Vlek PG) pp Page., Springer Netherlands.
- Robertson GP, Paul EA, Harwood RR (2000) Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289, 1922-1925.
- Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, Bertrand N (2008) Nitrous oxide emissions respond differently to no-till in a loam and a heavy clay soil. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 1363-1369.
- Rochette P, Tremblay N, Fallon E *et al.* (2010) N₂O emissions from an irrigated and non-irrigated organic soil in eastern Canada as influenced by N fertilizer addition. *European Journal of Soil Science*, 61, 186-196.
- Roldan A, Salinas-Garcia JR, Alguacil MM, Caravaca F (2005) Changes in soil enzyme activity, fertility, aggregation and C sequestration mediated by conservation tillage practices and water regime in a maize field. *Applied Soil Ecology*, 30, 11-20.

- Ruser R, Flessa H, Russow R, Schmidt G, Buegger F, Munch JC (2006) Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: Effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 263-274.
- Rusu T, Gus P, Bogdan I *et al.* (2008) The influence of minimum soil tillage systems on water and humus conservation in some soils of Romania. *Agricultural and biosystems engineering for a sustainable world. International Conference on Agricultural Engineering, Hersonissos, Crete, Greece, 23-25 June, 2008*, P-177.
- Saber M, Mohammed Z, Badr-El-Din S, Awad N (2011) Composting certain agricultural residues to potting soils. *Journal of Ecological and Natural Environment*, 3, 78-84.
- Sainju UM, Barsotti JL, Wang J (2014a) Net Global Warming Potential and Greenhouse Gas Intensity Affected by Cropping Sequence and Nitrogen Fertilization. *Soil Science Society of America Journal*, 78, 248-261.
- Sainju UM, Stevens WB, Caesar-Tonthat T, Liebig MA (2012) Soil Greenhouse Gas Emissions Affected by Irrigation, Tillage, Crop Rotation, and Nitrogen Fertilization. *Journal of Environmental Quality*, 41, 1774-1786.
- Sainju UM, Stevens WB, Caesar-Tonthat T, Liebig MA, Wang J (2014b) Net Global Warming Potential and Greenhouse Gas Intensity Influenced by Irrigation, Tillage, Crop Rotation, and Nitrogen Fertilization. *Journal of Environmental Quality*, 43, 777-788.
- Sammis TW (1980) Comparison of sprinkler, trickle, subsurface, and furrow irrigation methods for row crops. *Agronomy Journal*, 72, 701-704.
- Sanchez-Martin L, Meijide A, Garcia-Torres L, Vallejo A (2010) Combination of drip irrigation and organic fertilizer for mitigating emissions of nitrogen oxides in semiarid climate. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 137, 99-107.
- Scheer C, Del Grosso SJ, Parton WJ, Rowlings DW, Grace PR (2014) Modeling nitrous oxide emissions from irrigated agriculture: testing DayCent with high-frequency measurements. *Ecological Applications*, 24, 528-538.
- Scheer C, Wassmann R, Klenzler K, Lbragimov N, Eschanov R (2008) Nitrous oxide emissions from fertilized irrigated cotton (*Gossypium hirsutum* L.) in the Aral Sea Basin, Uzbekistan: Influence of nitrogen applications and irrigation practices. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 290-301.
- Schirach F, Wenkel KO, Germar R (1988) Sprinkling recommendations for practice using the systems IBSB-2 and BEREST. *Gartenbau*, 35, 199-202.
- Schlesinger WH (2000) Carbon sequestration in soils: some cautions amidst optimism. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 82, 121-127.
- Schmitz A (2005) Eignung berührungsloser Messverfahren zur Erkennung des Befalls von Zuckerrüben durch *Heterodera schachtii* (Schmidt) und Möglichkeiten der teilflächenspezifischen integrierten Bekämpfung. *Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität zu Bonn*, 99.

- Schnieder E (1990) Die Dauerversuche in Thyrow. . in *Körschens, M. Dauerfeldversuche-Übersicht, Entwicklung und Ergebnisse von Feldversuchen mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer.*, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, 220.
- Schuchardt F, Vorlop KD (2010) Abschätzung des Aufkommens an Kohlenstoff in Biomasse-Reststoffen in Deutschland für eine Verwertung über Hydrothermale Carbonisierung (HTC) und Einbringung von HTC-Kohle in den Boden. *Landbauforschung-vTI Agriculture and Forestry Research*, 4, 205-212.
- Schulz E (2000) Einfluss von Bodenart und langjährig differenzierter düngung auf die Akkumulation und Stabilisierung Organischer Bodensubstanz (OBS) in unterschiedlichen Bodenfraktionen. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 45, 365-380.
- Schweitzer K, Hierath C (2010) Use of sandy soils in context with regional diversity and soil productivity. In: *International Conference on Soil Fertility and Soil Productivity*. pp Page, Berlin, Germany.
- Shainberg I, Levy GJ, Rengasamy P, Frenkel H (1992) Aggregate stability and seal formation as affected by drops impact energy and soil amendments. *Soil Science*, 154, 113-119.
- Shang Q, Yang X, Gao C *et al.* (2011) Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice-cropping systems: a 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments. *Global Change Biology*, 17, 2196-2210.
- Shimshi D, Kafkafi U (1978) The Effect of supplemental irrigation and nitrogen fertilisation on wheat (*Triticum aestivum* L.). *Irrigation Science*, 1, 27-38.
- Simojoki A, Jaakkola A (2000) Effect of nitrogen fertilization, cropping and irrigation on soil air composition and nitrous oxide emission in a loamy clay. *European Journal of Soil Science*, 51, 413-424.
- Simon T, Javurek M, Mikanova O, Vach M (2009) The influence of tillage systems on soil organic matter and soil hydrophobicity. *Soil & Tillage Research*, 105, 44-48.
- Six J, Bossuyt H, Degryze S, Denef K (2004) A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, 79, 7-31.
- Skiba U, Ball B (2002) The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. *Soil Use and Management*, 18, 56-60.
- Smith KA, McTaggart IP, Tsuruta H (1997) Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use and Management*, 13, 296-304.
- Smith P, Goulding KWT, Smith KA, Powlson DS, Smith JU, Falloon P, Coleman K (2000) Including trace gas fluxes in estimates of the carbon mitigation potential of UK agricultural land. *Soil Use and Management*, 16, 251-259.

- Stehfest E, Bouwman L (2006) N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, 207-228.
- Stock H-G, Diepenbrock W (1999) Agronomische Artenpässe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen - Bedeutung und Anbauverfahren wichtiger landwirtschaftlicher Fruchtarten in Kurzfassung, Aachen, Shaker Verlag.
- Stubbs TL, Kennedy AC, Schillinger WF (2004) Soil ecosystem changes during the transition to no-till cropping. *Journal of Crop Improvement*, 11, 105-135.
- Su YZ, Yang R, Liu WJ, Wang XF (2010) Evolution of Soil Structure and Fertility After Conversion of Native Sandy Desert Soil to Irrigated Cropland in Arid Region, China. *Soil Science*, 175, 246-254.
- Taylor AJ, Smith CJ, Wilson IB (1991) Effect of irrigation and nitrogen-fertilizer on yield, oil content, nitrogen accumulation and water-use of canola (Brassica-napus L). *Fertilizer Research*, 29, 249-260.
- TGL-25418/04 Chemische Bodenuntersuchung – Bestimmung des Gehaltes an organischer Substanz, Technische Normen, Gütevorschriften und Lieferbedingungen, Verlag für Standardisierung.
- Thierron V, Laudelout H (1996) Contribution of root respiration to total CO₂ efflux from the soil of a deciduous forest. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 26, 1142-1148.
- Trost B, Ellmer F, Baumecker M, Meyer-Aurich A, Prochnow A, Drastig K (2014a) Effects of irrigation and nitrogen fertilizer on yield, carbon inputs from above ground harvest residues and soil organic carbon contents of a sandy soil in Germany. *Soil Use and Management*, 30, 209-218.
- Trost B, Klauss H, Prochnow A, Drastig K (2014b) Nitrous oxide emissions from potato cropping under drip-fertigation in eastern Germany. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 1-13.
- Trost B, Prochnow A, Baumecker M, Meyer-Aurich A, Drastig K, Ellmer F (2014c) Effects of nitrogen fertilization and irrigation on N₂O emissions from a sandy soil in Germany. *Archives of Agronomy and Soil Science*,
- Trost B, Prochnow A, Drastig K, Meyer-Aurich A, Ellmer F, Baumecker M (2013) Irrigation, soil organic carbon and N₂O emissions. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33, 733-749.
- Tung ND (2009) Theoretical and experimental considerations for energetic Utilization of biomass residues from Vietnam. *Dissertation, Fakultät für Maschinenbau und Schiffstechnik, Universität Rostock*, 15.
- Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Comparing global warming potential, energy use and land use of organic, conventional and integrated winter wheat production. *Annals of Applied Biology*, 161, 116-126.

- Utomo WH, Dexter AR (1982) Changes in soil aggregate water stability induced by wetting and drying cycles in non-saturated soil. *Journal of Soil Science*, 33, 623-637.
- Van Groenigen JW, Kasper GJ, Velthof GL, Van Den Pol-Van Dasselaar A, Kuikman PJ (2004) Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant and Soil*, 263, 101-111.
- Vdlufa (1991) *VDLUFA-Methodenbuch, Band 1*.
- Wildung RE, Garland TR, Buschbom RL (1975) The interdependent effects of soil temperature and water content on soil respiration rate and plant root decomposition in arid grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 7, 373-378.
- Williams A, Audsley E, Sandars D (2010) Environmental burdens of producing bread wheat, oilseed rape and potatoes in England and Wales using simulation and system modelling. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15, 855-868.
- Wood S, Cowie A (2004) A Review of Greenhouse Gas Emission Factors for Fertilizer Production. *For IEA Bioenergy Task 38*.
- Wright GC, Smith CJ, Woodroffe MR (1988) The Effect of irrigation and nitrogen-fertilizer on rapeseed (*Brassica-napus*) production in southeastern Australia .1. Growth and seed yield. *Irrigation Science*, 9, 1-13.
- Wu LS, Wood Y, Jiang PP *et al.* (2008) Carbon sequestration and dynamics of two irrigated agricultural soils in California. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 808-814.
- Wulf S, Lehmann J, Zech W (1999) Emissions of nitrous oxide from runoff-irrigated and rainfed soils in semiarid north-west Kenya. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 72, 201-205.
- Yao ZS, Zhou ZX, Zheng XH *et al.* (2010) Effects of organic matter incorporation on nitrous oxide emissions from rice-wheat rotation ecosystems in China. *Plant and Soil*, 327, 315-330.
- Zou X, Li YE, Li K, Cremades R, Gao Q, Wan Y, Qin X (2013) Greenhouse gas emissions from agricultural irrigation in China. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 1-21.

11 Anhang

Tabelle 18: Anhang 1: Arbeitsschritte und zugehöriger Aufwand an Dieselkraftstoff und Arbeitszeit für den Anbau von Kartoffeln

Arbeitsschritt	Stickstoff- düngungsstufe 1 unbewässert		Stickstoff- düngungsstufe 1 bewässert		Stickstoff- düngungsstufe 2 und 3 unbewässert		Stickstoff- düngungsstufe 2 und 3 bewässert	
	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹
Mineraldünger zum Feld bringen (P & K)	0,21	0,01	0,21	0,01	0,21	0,01	0,21	0,01
Mineraldünger streuen (P & K)	0,60	0,17	0,60	0,17	0,60	0,17	0,60	0,17
Grundbodenbearbeitung	22,43	1,63	22,43	1,63	22,43	1,63	22,43	1,63
Saatbettbereitung	5,38	0,39	5,38	0,39	5,38	0,39	5,38	0,39
Pflanzkartoffeln zum Feld bringen	0,80	0,02	0,80	0,02	0,80	0,02	0,80	0,02
Pflanzkartoffeln legen	12,00	1,00	12,00	1,00	12,00	1,00	12,00	1,00
Mineraldünger zum Feld bringen (N)					0,21	0,01	0,21	0,01
Mineraldünger streuen (N)					0,60	0,17	0,60	0,17
Häufeln Voraufbau	4,38	1,14	4,38	1,14	4,38	1,14	4,38	1,14
Häufeln Nachaufbau	4,72	1,69	4,72	1,69	4,72	1,69	4,72	1,69
2 X Pflanzenschutzmaßnahme (Insektizid)	2,60	0,62	2,60	0,62	2,60	0,62	2,60	0,62
4 X Pflanzenschutzmaßnahme (Fungizid)	5,20	1,24	5,20	1,24	5,20	1,24	5,20	1,24
Krautschlag	5,40	13,22	5,40	13,22	5,40	13,22	5,40	13,22
Ernte	47,23	10,00	47,23	10,00	47,23	10,00	47,23	10,00
Transport von Feld	3,92	0,85	3,92	0,85	3,92	0,85	3,92	0,85
Mineraldünger zum Feld bringen (Ca)	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01
Kalkstreuen	0,60	0,05	0,60	0,05	0,60	0,05	0,60	0,05
Scheibeneggen	7,00	0,61	7,00	0,61	7,00	0,61	7,00	0,61
Pumpenaggregat zum Feld bringen			0,21	0,01			0,21	0,01
Pumpenantrieb			121,00	55,00			121,00	55,00
Bewässerungsanlage installieren und betreiben			5,00	0,02			5,00	0,02
Pumpenaggregat zum Hof bringen			0,21	0,01			0,21	0,01
Summe	122,54	32,56	248,96	87,60	123,35	32,67	249,77	87,71

Tabelle 19: Anhang 2: Arbeitsschritte und zugehöriger Aufwand an Dieselkraftstoff und Arbeitszeit für den Anbau von Winterweizen

Winterweizen	Stickstoff- düngungsstufe 1 unbewässert		Stickstoff- düngungsstufe 1 bewässert		Stickstoff- düngungsstufe 2 und 3 unbewässert		Stickstoff- düngungsstufe 2 und 3 bewässert	
	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹
Mineraldünger zum Feld bringen (P & K)	0,21	0,01	0,21	0,01	0,21	0,01	0,21	0,01
Mineraldünger streuen (P & K)	0,60	0,17	0,60	0,17	0,60	0,17	0,60	0,17
Grundbodenbearbeitung	22,43	1,63	22,43	1,63	22,43	1,63	22,43	1,63
Saatbettbereitung	5,38	0,39	5,38	0,39	5,38	0,39	5,38	0,39
Saatgut zum Feld bringen	0,28	0,03	0,28	0,03	0,28	0,03	0,28	0,03
Säen ab Feld	4,80	0,80	4,80	0,80	4,80	0,80	4,80	0,80
Pflanzenschutzmaßnahme (Herbizid)	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31
Mineraldünger zum Feld bringen (N)					0,21	0,01	0,21	0,01
Mineraldünger streuen (N)					0,60	0,17	0,60	0,17
Pflanzenschutzmaßnahme (Fungizid)	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31
Mähdrusch	15,20	0,99	15,20	0,99	15,20	0,99	15,20	0,99
Korntransport zum Hof	1,24	0,50	1,24	0,50	1,24	0,50	1,24	0,50
Mineraldünger zum Feld bringen (Ca)	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01
Kalkstreuen	0,20	0,05	0,20	0,03	0,20	0,05	0,20	0,05
Scheibenegge	7,00	0,61	7,00	0,61	7,00	0,61	7,00	0,61
Bewässerungs-anlage installieren und betreiben			5,00	0,02			5,00	0,02
Pumpenaggregat zum Feld bringen			0,21	0,01			0,21	0,01
Pumpe			80,88	36,76			80,88	36,76
Pumpenaggregat zum Hof bringen			0,21	0,01			0,21	0,01
Summe	60,01	5,81	146,31	42,59	60,82	5,99	147,12	42,79

Tabelle 20: Anhang 3: Arbeitsschritte und zugehöriger Aufwand an Dieselkraftstoff und Arbeitszeit für den Anbau von Winterraps

Winterraps	Stickstoff- düngungsstufe 1 unbewässert		Stickstoff- düngungsstufe 1 bewässert		Stickstoff- düngungsstufe 2 und 3 unbewässert		Stickstoff- düngungsstufe 2 und 3 bewässert	
	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹
Mineraldünger zum Feld bringen (P & K)	0,21	0,01	0,21	0,01	0,21	0,01	0,21	0,01
Mineraldünger streuen (P & K)	0,60	0,17	0,60	0,17	0,60	0,17	0,60	0,17
Grundbodenbearbeitung	22,43	1,63	22,43	1,63	22,43	1,63	22,43	1,63
Saatbettbereitung	5,38	0,39	5,38	0,39	5,38	0,39	5,38	0,39
Saatgut zum Feld bringen	0,28	0,03	0,28	0,03	0,28	0,03	0,28	0,03
Säen ab Feld	4,80	0,80	4,80	0,80	4,80	0,80	4,80	0,80
3 X Pflanzenschutzmaßnahme (Insektizid)	3,90	0,93	3,90	0,93	3,90	0,93	3,90	0,93
Pflanzenschutzmaßnahme (Herbizid)	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31
Mineraldünger zum Feld bringen (N)					0,21	0,01	0,21	0,01
Mineraldünger streuen (N)					0,60	0,17	0,60	0,17
Pflanzenschutzmaßnahme (Fungizid)	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31
Mähdrusch	15,20	0,99	15,20	0,99	15,20	0,99	15,20	0,99
Korntransport zum Hof	1,24	0,50	1,24	0,50	1,24	0,50	1,24	0,50
Mineraldünger zum Feld bringen (Ca)	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01
Kalkstreuen	0,20	0,05	0,20	0,05	0,20	0,05	0,20	0,05
Scheibenegge	7,00	0,61	7,00	0,61	7,00	0,61	7,00	0,61
Bewässerungsanlage installieren und betreiben			5,00	0,02			5,00	0,02
Pumpenaggregat zum Feld bringen			0,21	0,01			0,21	0,01
Pumpe			119,58	54,35			119,58	54,35
Pumpenaggregat zum Hof bringen			0,21	0,01			0,21	0,01
Summe	63,91	6,65	188,91	61,04	64,72	6,76	189,72	61,15

Tabelle 21: Anhang 4: Arbeitsschritte und zugehöriger Aufwand an Dieseldieselkraftstoff und Arbeitszeit für den Anbau von Winterroggen

Winterroggen	Stickstoff- düngungsstufe 1 unbewässert		Stickstoff- düngungsstufe 1 bewässert		Stickstoff- düngungsstufe 2 und 3 unbewässert		Stickstoff- düngungsstufe 2 und 3 bewässert	
	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹
Mineraldünger zum Feld bringen (P & K)	0,21	0,01	0,21	0,01	0,21	0,01	0,21	0,01
Mineraldünger streuen (P & K)	0,60	0,17	0,60	0,10	0,60	0,17	0,60	0,17
Grundbodenbearbeitung	22,43	1,63	22,43	1,63	22,43	1,63	22,43	1,63
Saatbettbereitung	5,38	0,39	5,38	0,39	5,38	0,39	5,38	0,39
Saatgut zum Feld bringen	0,28	0,03	0,28	0,03	0,28	0,03	0,28	0,03
Säen ab Feld	4,80	0,80	4,80	0,80	4,80	0,80	4,80	0,80
Pflanzenschutzmaßnahme (Herbizid)	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31
Mineraldünger zum Feld bringen (N)					0,21	0,01	0,21	0,01
Mineraldünger streuen (N)					0,60	0,10	0,60	0,10
Pflanzenschutzmaßnahme (Fungizid)	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31	1,30	0,31
Mähdrusch	15,20	0,99	15,20	0,99	15,20	0,99	15,20	0,99
Korntransport zum Hof	1,24	0,50	1,24	0,50	1,24	0,50	1,24	0,50
Mineraldünger zum Feld bringen (Ca)	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01
Kalkstreuen	0,20	0,05	0,20	0,05	0,20	0,05	0,20	0,05
Scheibenegge	7,00	0,61	7,00	0,61	7,00	0,61	7,00	0,61
Bewässerungsanlage installieren und betreiben			5,00	0,02			5,00	0,02
Pumpenaggregat zum Feld bringen			0,21	0,01			0,21	0,01
Pumpe			70,53	32,05			70,53	36,76
Pumpenaggregat zum Hof bringen			0,21	0,01			0,21	0,01
Summe	60,01	5,72	135,96	37,81	60,82	5,83	136,77	42,63

Tabelle 22: Anhang 5: Arbeitsschritte und zugehöriger Aufwand an Dieselkraftstoff und Arbeitszeit für den Anbau von Knaulgras

Arbeitsschritt	Stickstoff- düngungs-stufe 1 unbewässert		Stickstoff- düngungsstufe 1 bewässert		Stickstoff- düngungsstufe 2 und 3 unbewässert		Stickstoff- düngungsstufe 2 und 3 bewässert	
	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹	Diesel- verbrauch l ha ⁻¹	Arbeits- zeit- bedarf h ha ⁻¹
Mineraldünger zum Feld bringen (P u.K)	0,21	0,01	0,21	0,01	0,21	0,01	0,21	0,01
Mineraldünger streuen (P u.K)	0,60	0,17	0,60	0,17	0,60	0,17	0,60	0,17
Grundbodenbearbeitung	22,43	1,63	22,43	1,63	22,43	1,63	22,43	1,63
Saatbettbereitung	5,38	0,39	5,38	0,39	5,38	0,39	5,38	0,39
Saatgut zum Feld bringen	0,28	0,03	0,28	0,03	0,28	0,03	0,28	0,03
Säen ab Feld	4,80	0,80	4,80	0,80	4,80	0,80	4,80	0,80
3 X Mineraldünger zum Feld bringen (N)					0,63	0,03	0,63	0,03
3 X Mineraldünger streuen (N)					1,8	0,3	1,8	0,3
3 X Mähen	10,5	1,38	10,5	1,38	10,5	1,38	10,5	10,5
3 X Zetten	9,36	1,53	9,36	1,53	9,36	1,53	9,36	1,53
3 X Wenden	8,1	1,14	8,1	1,14	8,1	1,14	8,1	1,14
3 X Schwaden	9,66	1,41	9,66	1,41	9,66	1,41	9,66	1,41
3 X Heu bergen	10,44	1,26	10,44	1,26	10,44	1,26	10,44	1,26
3 X Ballen vom Feld zum Hof bringen	8,13	1,11	8,13	1,11	8,13	1,11	8,13	1,11
Mineraldünger zum Feld bringen (Ca)	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01
Kalkstreuen	0,2	0,05	0,2	0,05	0,2	0,05	0,2	0,05
Bewässerungsanlage betreiben			5	0,02			5	0,02
Pumpenaggregat zum Feld bringen			0,21	0,01			0,21	0,01
Pumpe			217,15	98,70			217,15	98,70
Pumpenaggregat zum Hof bringen			0,21	0,01			0,21	0,01
Summe	90,16	10,92	312,73	109,66,	92,59	11,25	315,16	119,12

Tabelle 23: Anhang 6: Maschinen, deren Gewicht, Nutzungsdauer und Gesamtauslastung sowie die Treibhausgasemissionen der Herstellung

Maschine	Gewicht (kg)	Nutzungsdauer (Jahre)	Gesamtauslastung	Treibhausgasemissionen der Herstellung und Wartung (kg CO ₂ -eq. kg ⁻¹ Maschine)
Anbaupflanzenschutzspritze, 15 m, 1000 l	1000	10	6000 ha	3,8736
Anbauschleuderstreuer, 0,8 m ³	300	10	2000 t	3,8736
Beregnungspumpe	50	10	10000 h	3,8736
Beregnungswagen, 16 m	250	10	85000 m ³	3,8736
Beregnungsmaschine	1250	10	220000 m ³	3,8736
Dreiseitenkippanhänger, 8 t, zweiachsig	2600	15	24000 t	4,4341
Drehpflug, angebaut vier Schare, 140 cm	1300	14	1988 ha	4,4744
Getreideschneidwerk, 4,5 m	2000	10	2800 ha	3,8736
Krautschläger, zweireihig	1000	8	544 ha	3,8736
Kartoffelhäufel, vierreihig	800	12	1200 ha	3,8736
Kartoffellegemaschine, vierreihig, 1,2 t Bunker	1300	10	1000 ha	3,8736
Kartoffelroder, einreihig,	4000	8	496 ha	4,5701
Kreiselschwader, angebaut, Einkreisel, 3,5 m	300	10	3600 ha	3,8736
Kreiselzettwender, 4,5 m	600	10	6150 ha	3,8736
Mähdrescher, 7000 l, 150 kW	10000	10	3000 h	4,5701
Rapsschneidwerk, 4,5 m	2000	10	2800 ha	3,8736
Rotationsmähwerk mit Aufbereitung Heckanbau, 2,4 m	600	10	3300 ha	3,8736
Rundballenpresse 1,2 m	2000	10	35000 Ballen	3,8736
Saatbettkombination angebaut, 4,0 m	2000	14	1988 ha	4,4744
Scheibenegge, angebaut 3,0 m	800	14	2996 ha	4,4744
Sämaschine, 3,0 m, 550 l	1000	14	2240 ha	3,8736
Traktor, 83 kW	3900	10	7000 h	6,1216

Tabelle 24: Anhang 7: jährlicher Auslastungsfaktor der eingesetzten Maschinen pro Hektar zum Anbau von Kartoffeln zur Berechnung der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung

	Stickstoffdüngungs- stufe 1		Stickstoffdüngungs- stufe 2		Stickstoffdüngungs- stufe 3	
	bew.	unbew.	bew.	unbew.	bew.	unbew.
Anbaupflanzen- schutzspritze, 15 m, 1000 l			0,00083			
Anbauschleuder- streuer, 0,8 m ³	0,00036		0,00047		0,00058	
Beregnungs- maschine	0,00425		0,00425		0,00425	
Beregnungs- pumpe	0,00550		0,00550		0,00550	
Beregnungswagen 16 m	0,01100		0,01100		0,01100	
Dreiseitenkipp- anhänger, 8 t, zweiachsig Drehpflug, angebaut, vier Schare,	0,00055	0,00058	0,00129	0,00113	0,00139	0,00132
Krautschläger, zweireihig			0,00184			
Kartoffelhäuf- ler, vierreihig			0,00083			
Kartoffel- legemaschine vierreihig			0,00100			
Kartoffelroder, einreihig, 4 t			0,00200			
Saatbett- kombination angebaut 4,0 m			0,00050			
Scheibenegge, angebaut, 3,0 m			0,00033			
Traktor, 83 kW	0,00269	0,00268	0,00272	0,00271	0,00272	0,00271

Tabelle 25: Anhang 8: jährlicher Auslastungsfaktor der eingesetzten Maschinen pro Hektar zum Anbau von Winterweizen zur Berechnung der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung

	Stickstoffdüngungs- stufe 1		Stickstoffdüngungs- stufe 2		Stickstoffdüngungs- stufe 3	
	bew.	unbew.	bew.	unbew.	bew.	unbew.
Anbaupflanzen- schutzspritze, 15 m, 1000 l			0,00028			
Anbauschleuder- streuer, 0,8 m ³	0,00036		0,00047		0,00058	
Beregnungs- maschine	0,00284		0,00284		0,00284	
Beregnungs- pumpe	0,00368		0,00368		0,00368	
Beregnungs- wagen, 16 m	0,00735		0,00735		0,00735	
Dreiseiten- kippanhänger, 8 t, zweiachsig	0,00007	0,00011	0,00024	0,00023	0,00032	0,00028
Drehpflug, angebaut, vier Schare; 140 cm			0,00050			
Getreide- schneidwerk, 4,5 m			0,00036			
Mähdrescher, 7000 l, 150 kW			0,00033			
Saatbettkombinat ion, angebaut, 4,0 m			0,00050			
Scheibenegge, angebaut, 3,0 m			0,00033			
Sämaschine, 3,0 m, 550 l			0,00045			
Traktor, 83 kW	0,00070	0,00069	0,00074	0,00073	0,00074	0,00073

Tabelle 26: Anhang 9: jährlicher Auslastungsfaktor der eingesetzten Maschinen pro Hektar zum Anbau von Winterraps zur Berechnung der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung

	Stickstoffdüngungs- stufe 1		Stickstoffdüngungs- stufe 2		Stickstoffdüngungs- stufe 3	
	bew.	unbew.	bew.	unbew.	bew.	unbew.
Anbaupflanzen- schutzspritze, 15 m, 1000 l			0,00069			
Anbauschleuder- streuer, 0,8 m ³	0,00036		0,00053		0,00068	
Beregnungs- maschine	0,00420		0,00420		0,00420	
Beregnungs- pumpe	0,00544		0,00544		0,00544	
Beregnungs- wagen, 16 m	0,01087		0,01087		0,01087	
Dreiseiten- kippanhänger, 8 t, zweiachsig Drehpflug, angebaut, vier Schare, 140 cm	0,00007	0,00006	0,00015	0,00013	0,00019	0,00016
Mähdrescher, 7000 l, 150 kW			0,00033			
Rapsschneidwerk, 4,5 m			0,00036			
Saatbett- kombination, angebaut, 4,0 m			0,00050			
Scheibenegge, angebaut 3,0 m			0,00033			
Sämaschine, 3,0 m, 550 l			0,00045			
Traktor, 83 kW	0,00072	0,00071	0,00080	0,00079	0,00080	0,00079

Tabelle 27: Anhang 10: jährliche Auslastungsfaktor der eingesetzten Maschinen pro Hektar zum Anbau von Winterroggen zur Berechnung der Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und -wartung

	Stickstoffdüngungs- stufe 1		Stickstoffdüngungs- stufe 2		Stickstoffdüngungs- stufe 3	
	bew.	unbew.	bew.	unbew.	bew.	unbew.
Anbaupflanzen- schutzspritze, 15 m, 1000 l			0,00028			
Anbauschleuder- streuer, 0,8 m ³	0,00036		0,00047		0,00058	
Beregnungs- maschine	0,00248		0,00248		0,00248	
Beregnungs- pumpe	0,00321		0,00321		0,00321	
Beregnungs- wagen, 16 m	0,00641		0,00641		0,00641	
Dreiseiten- kippanhänger, 8 t, zweiachsig	0,01008	0,00943	0,02328	0,02106	0,03063	0,02449
Drehpflug, angebaut, 4 Schare,			0,0005			
Getreide- schneidwerk, 4,5 m			0,00036			
Mähdrescher, 7000 l, 150 kW			0,00033			
Saatbett- kombination angebaut 4,0 m			0,0005			
Scheibenegge, angebaut 3,0 m			0,00033			
Sämaschine, 3,0 m, 550 l			0,00045			
Traktor 83 kW	0,00063	0,00062	0,00067	0,00066	0,00067	0,00066

Tabelle 28: Anhang 11: jährlicher Auslastungsfaktor der eingesetzten Maschinen pro Hektar zum Anbau von Knaulgras zur Berechnung des Treibhausgasemissionen der Maschinenherstellung und –wartung

	Stickstoffdüngungs- stufe 1		Stickstoffdüngungs- stufe 2		Stickstoffdüngungs- stufe 3	
	bew.	unbew.	bew.	unbew.	bew.	unbew.
Anbauschleuder- streuer, 0,8 m ³	0,00036		0,00058		0,00081	
Berechnungs- maschine	0,00763		0,00763		0,00763	
Berechnungs- pumpe	0,00987		0,00987		0,00987	
Berechnungs- wagen, 16 m	0,01974		0,01974		0,01974	
Dreiseiten- kippanhänger 8 t, zweiachsig	0,01101	0,00600	0,02115	0,01822	0,03261	0,02622
Drehpflug, angebaut vier Schare; 140 cm			0,00050			
Kreiselschwader , angebaut			0,05000			
Einkreisel, 3,5 m						
Kreiselzett- wender, 4,5 m			0,04444			
Rotations- mähwerk mit Aufbereitung			0,00010			
Rundballen- presse, 1,2 m	0,00015	0,00015	0,00066	0,00066	0,00106	0,00097
Saatbett- kombination, angebaut, 4,0 m			0,00050			
Scheibenegge, angebaut, 3,0 m			0,00033			
Sämaschine, 3,0 m, 50 l			0,00045			
Traktor 83 kW	0,00150	0,00148	0,00158	0,00156	0,00158	0,00156

12 Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, die vorliegende Dissertation selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt zu haben.

Burg, den